



*Universidade Federal da Paraíba*

*Centro de Tecnologia*

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E  
AMBIENTAL**

**– MESTRADO –**

**BIORREATOR DE MEMBRANAS APLICADO AO TRATAMENTO  
DE EFLUENTES DE UMA INDÚSTRIA DE PROCESSAMENTO DE  
FRUTAS**

*Por*

***Carlos Eduardo Pereira de Moraes***

*Dissertação de Mestrado apresentada à Universidade Federal da Paraíba  
para obtenção do grau de Mestre*

**João Pessoa – Paraíba**

**Abril de 2018**



*Universidade Federal da Paraíba*

*Centro de Tecnologia*

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E  
AMBIENTAL**

**– MESTRADO –**

## **BIORREATOR DE MEMBRANAS APLICADO AO TRATAMENTO DE EFLUENTES DE UMA INDÚSTRIA DE PROCESSAMENTO DE FRUTAS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal da Paraíba, em cumprimento às exigências para obtenção do Título de Mestre em Engenharia Civil e Ambiental.

**Carlos Eduardo Pereira de Moraes**

**Orientador: Prof. Dr. Gilson Barbosa Athayde Júnior**

**João Pessoa – Paraíba**

**Abril de 2018**

Catalogação na publicação  
Seção de Catalogação e Classificação

M827b Moraes, Carlos Eduardo Pereira de.

BIORREATOR DE MEMBRANAS APLICADO AO TRATAMENTO DE  
EFLUENTES DE UMA INDÚSTRIA DE PROCESSAMENTO DE FRUTAS /  
Carlos Eduardo Pereira de Moraes. - João Pessoa, 2018.  
74 f. : il.

Orientação: Gilson Barbosa Athayde Júnior.  
Dissertação (Mestrado) - UFPB/CT.

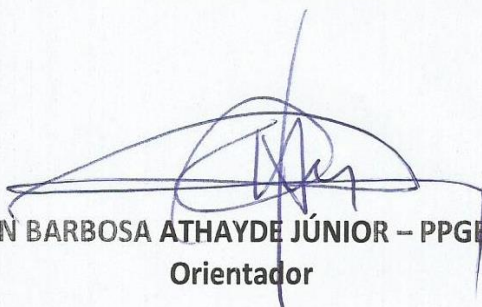
1. Ultrafiltração. 2. Efluentes Industriais. 3.  
Escassez Hídrica. 4. Reúso. I. Athayde Júnior, Gilson  
Barbosa. II. Título.

UFPB/BC

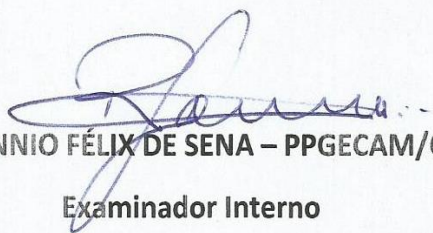
**BIORREATOR DE MEMBRANAS APLICADO AO TRATAMENTO  
DE EFLUENTES DE UMA INDÚSTRIA DE PROCESSAMENTO DE  
FRUTAS.**

**CARLOS EDUARDO PEREIRA DE MORAIS**  
Dissertação aprovada em 19 de abril de 2018

**Período Letivo: 2018.1**



**Prof. Dr. GILSON BARBOSA ATHAYDE JÚNIOR – PPGECA/CT/UFPB**  
**Orientador**



**Prof. Dr. RENNIO FÉLIX DE SENA – PPGECA/CT/UFPB**  
**Examinador Interno**



**Prof. Dr. VALDERI DUARTE LEITE – DESA/CCT/UEPB**  
**Examinador Externo**

**João Pessoa/PB**  
**2018**

*Dedico este trabalho a Deus, aos meus pais, José Neto e Maria Jucéria e a minha irmã, Jussara por estarem sempre presente em minha vida e caminhada acadêmica me apoiando e incentivando em todos os momentos. E a minha noiva Wanessa, pelo apoio incondicional em todos os momentos.*

## AGRADECIMENTOS

A Deus, por estar sempre presente em minha vida principalmente nos momentos de dificuldade, sou grato por ter me capacitado para concluir mais esta etapa.

Aos meus pais, José Neto e Maria Jucéria, pelo apoio e incentivo incondicional para que esse sonho se tornasse possível.

A minha irmã Jussara e meu cunhado Rodrigues, pelo apoio em todos os momentos.

Aos meus avós, Francisca, Geraldo e José, a quem tem sempre me incentivando, e Dalva (*in memorian*), sou grato por tudo que fizeram e fazem por mim.

A minha noiva Wanessa, por estar sempre presente, me incentivando e apoiando, obrigado meu amor!

A meu orientador prof. Dr. Gilson Barbosa Athayde Júnior, pela atenção, compreensão, ensinamentos e paciência em todos os momentos ao longo desta caminhada, também pela oportunidade de desenvolver essa pesquisa.

A todos os professores do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental pelo conhecimento e ensinamentos compartilhados.

Aos amigos que participaram do monitoramento da ETE bem como auxiliaram nas análises, Lisa, Rainer e Tiago, pelos momentos e conhecimento compartilhados.

A todos que fazem o LCA e o LTQ, especialmente ao professor Dr. Rennio e Simone, pela disponibilidade e solicitude.

A professora Dr<sup>a</sup> Andréa Brandão e Luis Fernando do LAAG/CCTA/UFCG pela disponibilidade do laboratório e auxílio nas análises.

A todos os colegas do PPGE CAM da Turma de 2016.

A toda minha família pelo apoio indispensável e imensurável.

Ao CNPq pela concessão da bolsa de mestrado.

A FINEP pelo financiamento do Projeto Bramar.

A EnviroChemie pelo fornecimento da ETE piloto e pela parceria.

A Intrafrut pela parceria indispensável para a realização da pesquisa.

E a todos que direta ou indiretamente contribuíram para a realização desta pesquisa.

## RESUMO

A disponibilidade de água está cada vez mais restrita, seja em decorrência da deterioração de sua qualidade pelo lançamento de efluentes não tratados ou devido a intensificação da demanda ocasionada pela densidade populacional e incremento da atividade agrícola e/ou industrial. A necessidade do tratamento de efluentes para atender padrões cada vez mais restritos, aliado a necessidade de promover uma nova fonte de água, provocaram o crescimento do mercado em tecnologia de biorreatores de membranas (BRM). Uma das características mais atrativas dessa tecnologia é a elevada qualidade do efluente produzido, remetendo a possibilidade de reúso. O objetivo da pesquisa foi avaliar uma estação de tratamento de efluentes de uma indústria de processamento de frutas utilizando BRM em escala piloto para aferição da eficiência. O tanque onde encontravam-se as membranas possuía 5000L de capacidade. As membranas eram de ultrafiltração, do tipo porosa, com diâmetro dos poros variando de 0,035 a 0,1  $\mu\text{m}$ , confeccionadas de polietersulfona (PES), com geometria do tipo placa plana, área de 25m<sup>2</sup> e configuração submersa. O efluente produzido pela indústria era proveniente da lavagem de frutos, pisos e maquinário, e foi caracterizado por parâmetros químicos, físicos e microbiológicos. O desempenho do BRM foi avaliado a partir da coleta de amostras de três pontos distintos: efluente bruto, após eletroflotação e permeado. Informações a respeito do pH, OD, temperatura, nível de licor misto e vazão do permeado eram coletadas automaticamente por meio de sonda ligada a um computador e por meio do programa ACRON Reporter. Foram realizadas análises laboratoriais para caracterizar os parâmetros, DQO, DBO<sub>5</sub>, COT, SST, Nitrogênio Total-Nitrato, Fósforo Total, Coliformes Totais e *E. Coli*. O efluente bruto, efluente da eletroflotação e o permeado apresentaram respectivamente, pH (4,94; 5,05; 8,01) Temperatura (31,97°C; 31,8°C; 32,49°C) e condutividade elétrica (2,32 mS; 2,52 mS; 2,15 mS). A temperatura média do licor misto foi 29,7°C, o OD médio foi 3,66 mg O<sub>2</sub>/L, pH médio 8,21, e vazão média do permeado nos dias em que o reator operou foi de 1600 L/dia. O nível de licor misto no reator foi de 91% do volume útil. Ao longo do tempo de operação a eficiência de remoção do sistema para DQO e DBO<sub>5</sub> foi respectivamente de 97,93% e 98,69. Para o COT a média de remoção para o sistema foi de 98,82%, o Nitrogênio Total apresentou remoção média de 95,55%, enquanto para o Fósforo Total foi 65,58%. O efluente tratado apresentou qualidade passível de reúso irrestrito para irrigação na agricultura, conforme parâmetros estabelecidos pela Organização Mundial da Saúde. Atendeu a Resolução COEMA N° 2 para reúso agrícola. Atendeu parcialmente a NBR 13.969 para enquadramento na classe II e atendeu ao disposto nas classes III e IV. O tratamento proposto apresentou efluente com elevada qualidade sendo passível de reúso agrícola e também industrial. Assim, a implantação do reúso por parte da empresa poderia aumentar a oferta de água a partir da utilização do efluente tratado para fins menos nobres, assim, deixando de consumir uma água mais nobre para fins menos exigentes.

**PALAVRAS-CHAVE:** Ultrafiltração, Efluentes Industriais, Escassez Hídrica, Reúso.

## ABSTRACT

Water availability is increasingly restricted, whether as a result of the deterioration of its quality because of untreated effluents release or due to demand increase caused by population density, as well as the increase in agricultural and/or industrial activity. The need for effluent treatment to meet increasingly stringent standards, associated with the need of promoting a new water source caused market growth in technology of membrane bioreactors (MBR). One of the most attractive features of this technology is the high quality of the effluent produced, with a possibility of reuse. The aim of this research was to evaluate an effluent treatment station of a fruit processing industry using MBR in pilot scale for gauging efficiency. The tank where were the membranes had a capacity of 5,000 liters. We used ultrafiltration membranes, porous type, with pore diameter ranging from 0.035 to 0.1  $\mu\text{m}$ , made by polyethersulfone (PES), with flat plate geometry type, a 25  $\text{m}^2$  area and submerged configuration. The effluent produced by the industry was from fruit, floors and machinery washing, and was characterized by chemical, physical and microbiological parameters. The MBR performance was evaluated from samples collection of three different points: crude effluent, after electroflotation and permeated. Information about pH, OD, temperature, mixed liqueur level and permeated flow were automatically collected through of a probe connected to a computer and through the ACRON Reporter program. Laboratory analyses were carried out to characterize the parameters, DQO, DBO, COT, SST, Total-Nitrate Nitrogen, Total Phosphorus, Total Coliforms and *E. Coli*. The crude effluent, electroflotation effluent and permeated effluent presented respectively, pH (4.94; 5.05; 8.01) temperature (31.97° C; 31.8° C; 32.49° C) and electrical conductivity (2.32 mS; 2.15 mS; 2.52 mS). The average temperature of the mixed liqueur was 29.7° C, the average OD was 3.66  $\text{mg O}_2/\text{l}$ , the average pH was 8.21, and the permeated average flow in days which the reactor operated was 1,600  $\text{l/day}$ . The mixed liqueur level in the reactor was 91% of the useful volume. Along the operation time, the system removal efficiency was 97.93% and 98.69% for DQO and DBO respectively. The system removal average for the COT was 98.82%, Total Nitrogen presented 95.55% of average removal, while Total Phosphorus was 65.58%. The treated effluent showed reuse quality without restriction for irrigation in agriculture, according to parameters established by the World Health Organization and Resolution COEMA Number Two concerning the agricultural reuse. It answered partially the NBR 13,969 for framing in class II and answered what is treated in classes III and IV. The proposed treatment showed the effluent with a high-quality in order to reuse it in agricultural and industrial fields. Thus, the possibility of its reuse by the companies could increase the supply of water from the use of treated effluent for less noble purposes, thus stopping to consume a more noble water for less demanding purposes.

**KEYWORDS:** Ultrafiltration, Industrial Effluents, Water Scarcity, Reuse.



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Representação esquemática dos processos de separação por membranas ....	22
Figura 2 – Faixa de tamanho dos contaminantes presentes em efluentes e faixa de tamanho operacional dos diferentes tipos de membranas (1) e (2).....	22
Figura 3 – Configurações dos biorreatores de membrana: (A) BRM de recirculação externa e (B) BRM com membrana submersa .....	27
Figura 4 – Potenciais formas de reúso de água .....	34
Figura 5 – Esquema do tratamento do efluente .....	42
Figura 6 – Estação de Tratamento de Efluentes piloto de BRM instalada na indústria ...	44
Figura 7 – Etapas da lavagem da membrana da ETE piloto .....	49
Figura 8 – Variação da Temperatura do licor misto no período de monitoramento do BRM.....	51
Figura 9 – Variação da vazão do permeado no período de monitoramento do BRM. ....	52
Figura 10 – Variação do Oxigênio Dissolvido do licor misto no período de monitoramento do BRM. ....	52
Figura 11 – Variação do pH do licor misto no período de monitoramento do BRM. ....	53
Figura 12 – Variação do nível do licor misto no período de monitoramento do BRM. .	54
Figura 13 – Variação do volume de lodo descartado no período de monitoramento do BRM.....	54
Figura 14 – Variação de Sólidos Suspensos Totais no período de monitoramento do BRM. ....	55
Figura 15 – Distribuição dos valores de DQO ao longo do período de monitoramento do BRM.....	56
Figura 16 – Distribuição dos valores de DQO ao longo do período de monitoramento do BRM.....	57
Figura 17 – Eficiência na remoção de DQO pelo sistema. ....	58
Figura 18 – Distribuição dos valores de DBO <sub>5</sub> ao longo do período de monitoramento do BRM.....	59
Figura 19 – Eficiência na remoção de DBO <sub>5</sub> pelo sistema. ....	60

Figura 20 – Distribuição dos valores de COT ao longo do período de monitoramento do BRM.....	60
Figura 21 – Eficiência na remoção de COT pelo sistema. ....	61
Figura 22 – Distribuição dos valores de Nitrogênio total ao longo do período de monitoramento do BRM.....	62
Figura 23 – Eficiência na remoção de Nitrogênio total pelo sistema. ....	62
Figura 24 – Distribuição dos valores de fósforo total ao longo do período de monitoramento do BRM.....	63
Figura 25 – Eficiência na remoção de Fósforo total pelo sistema. ....	64
Figura 26 – Análise microbiológica realizada no efluente bruto e permeado. ....	65

## **LISTA DE TABELAS**

Tabela 1 – Características gerais dos processos de separação por membranas.....	23
Tabela 2 – Classificação de reúso em classes de acordo com NBR 13.969 .....	36
Tabela 3 – Metas baseadas na saúde para o uso de águas residuárias na agricultura irrestrita e restrita .....	37
Tabela 4 – Caracterização do efluente Bruto, eletroflotação e permeado.....	55
Tabela 5 – Médias dos principais parâmetros analisados e eficiência do sistema BRM ao longo de todo o período de monitoramento.....	64
Tabela 6 – Médias dos principais parâmetros analisados e eficiência do sistema BRM ao longo do período 1. ....	64
Tabela 7 – Médias dos principais parâmetros analisados e eficiência do sistema BRM ao longo do período 2. ....	65

## **LISTA DE QUADROS**

Quadro 1 – Parâmetros avaliados no monitoramento da ETE piloto e período em que foram monitorados .....	45
---	----

## **LISTA DE ABREVIATURAS**

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

BRM – Biorreatores de Membrana

CNRH – Conselho Nacional de Recursos Hídricos

COT – Carbono Orgânico total

COV – Compostos Orgânicos Voláteis

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO – Demanda Química de Oxigênio

EB – Efluente Bruto

ETE – Estação de Tratamento de Efluentes

HCl – Ácido Clorídrico

LAAg – Laboratório de Análises da Água

LCA – Laboratório de Carvão Ativado

LTQ – Laboratório de Tecnologia Química

MF – Microfiltração

NaOH – Hidróxido de Sódio

NF – Nanofiltração

NT – Nitrogênio Total

OD – Oxigênio Dissolvido

OR – Osmose Reversa

PES – Polietersulfona

pH – Potencial Hidrogeniônico

PSF – Polissulfona

PSM – Processos de Separação por Membranas

PT – Fósforo Total

PTM – Pressão Transmembrana

PVDF – Polifluoreto de Vinilideno

SST – Sólidos Suspensos Totais

ST – Sólidos Totais

TRS – Tempo de Retenção de Sólidos

UF – Ultrafiltração

UFCG – Universidade Federal de Campina Grande

UFPB – Universidade Federal da Paraíba

WHO – Organização Mundial da Saúde

## SUMÁRIO

CAPÍTULO I .....	16
1. INTRODUÇÃO .....	16
CAPÍTULO II .....	18
2. OBJETIVOS .....	18
2.1 Objetivo Geral: .....	18
2.2 Objetivos Específicos: .....	18
CAPÍTULO III .....	19
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....	19
3.1 Características dos Efluentes Industriais .....	19
3.2 Tratamento de Efluentes Industriais .....	20
3.3 Processos de Separação por Membranas .....	21
3.3.1 Materiais de confecção das membranas .....	24
3.3.2 Morfologia das membranas .....	24
3.3.3 Textura das membranas .....	25
3.3.4 Geometria das membranas.....	26
3.4 Biorreatores de Membrana (BRM).....	26
3.4.1 Configuração dos BRM.....	27
3.4.2 Aspectos operacionais em BRM .....	28
3.4.2.1 Pressão Transmembrana .....	28
3.4.2.2 Aeração .....	29
3.4.2.3 Concentração de sólidos.....	29
3.4.2.4 Permeabilidade .....	30
3.5 Biorreatores de membrana no tratamento de efluentes industriais.....	30
3.6 Controle de Incrustações em biorreatores de membrana .....	32
3.7 Fatores que influenciam o mercado de biorreatores de membrana .....	33
3.8 Reúso .....	34
3.8.1 Reúso no Brasil .....	35
3.9 Parâmetros analíticos de importância para o presente estudo .....	38
3.9.1 Demanda Química de Oxigênio .....	38
3.9.2 Demanda Bioquímica de Oxigênio .....	38
3.9.3 Carbono Orgânico Total .....	38
3.9.4 Nitrogênio Total.....	39

3.9.5 Fósforo Total.....	39
3.9.6 Sólidos Suspensos Totais .....	40
3.9.7 Potencial Hidrogeniônico .....	40
3.9.8 Condutividade .....	40
3.9.10 Oxigênio Dissolvido.....	40
3.9.11 Temperatura.....	41
CAPÍTULO IV .....	42
4. MATERIAIS E METÓDOS.....	42
4.1 Descrição do sistema estudado.....	42
4.2 Caracterização do efluente .....	44
4.3 Métodos de ensaio .....	46
4.3.1 Carbono Orgânico Total .....	46
4.3.2 Nitrogênio Total.....	46
4.3.3 Fósforo Total.....	46
4.3.4 Potencial Hidrogeniônico .....	46
4.3.5 Condutividade .....	46
4.3.6 Demanda Bioquímica de Oxigênio .....	46
4.3.7 Demanda Química de Oxigênio .....	46
4.3.8 Coliformes Totais e Termotolerantes .....	47
4.4 Caracterização do tanque de aeração.....	47
4.4.1 Oxigênio Dissolvido.....	47
4.4.3 Temperatura.....	48
4.4.4. Sólidos Suspensos Totais.....	48
4.4.5 Adição de Nutrientes .....	48
4.5 Limpeza da membrana.....	48
4.6 Análises dos dados.....	50
CAPÍTULO V.....	51
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	51
5.1 Operação da ETE.....	51
5.2 Caracterização do Efluente .....	55
CAPÍTULO VI .....	67
6. CONCLUSÃO.....	67
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	68



**1. INTRODUÇÃO**

A escassez de água e a poluição são problemas graves para muitas localidades em todo o planeta, especialmente em regiões quentes e áridas, com recursos hídricos limitados. Além dessas regiões, muitas outras com recursos hídricos abundantes, porém, com demandas excessivamente elevadas em decorrência da alta densidade populacional ou ainda por apresentar atividade agrícola e/ou industrial bastante intensa, também enfrentam conflitos de usos e sofrem restrições de consumo. Acrescenta-se ainda, as mudanças nos padrões climáticos globais, que agravam a situação. A conexão desses fatores vem a contribuir com a deterioração dos recursos hídricos em termos de quantidade e qualidade (ARÉVALO et al., 2012; JUDD, 2006; BRAGA et al., 2005).

Em um futuro próximo, a disponibilidade de água com boa qualidade será limitada em todo o globo, embora, ao mesmo tempo é necessário o aumento da quantidade e qualidade da água afim de manter e suportar o crescimento da população (URASE, 2016). Ademais, soma-se ao crescimento populacional, o processo de urbanização que vem contribuindo para o esgotamento das fontes de água e a obtenção de novas fontes de abastecimento para as regiões metropolitanas está se tornando uma tarefa cada vez mais difícil. Como consequência, há a necessidade de prolongar a vida útil das fontes de abastecimento existentes e também daquelas ainda inexploradas. Assim, a prática do reúso de água surge como uma opção para se atingir tal objetivo, principalmente para a complementação das fontes de abastecimento de água por meio do reúso, direto ou indireto (METCALF e EDDY, 2016).

Os motivos para reúso de águas residuárias são múltiplos, na maioria das vezes os que predominam são os derivados do aumento da pressão sobre os recursos hídricos (JUDD e JEFFERSON, 2003), mas também podem advir do alto custo de abastecimento de água (em algumas localidades) bem como pela maior exigência nas legislações, reduzindo o limite para descarga de poluentes nos corpos receptores e restringindo o volume de descarga (FLORIDO, 2011).

Nessa perspectiva, Niwa et al. (2016) relatam que nos processos industriais a saída tem sido o reúso, em decorrência do aumento da demanda de água e por essa ser uma fonte limitada, a recuperação e reutilização de águas residuais industriais é essencial. Esses fatores, somado a legislação ambiental cada vez mais rigorosa segundo Hoinkis et al. (2012) tornaram a gestão de recursos hídricos uma questão operacional e ambiental importante e são ferramentas eficazes para programas de desenvolvimento industrial sustentável. Nesse sentido, o Relatório Mundial de Desenvolvimento da Água aponta que as águas residuárias não devem mais serem vistas como um problema que precisa de uma solução, e sim parte da solução para os desafios que as sociedades enfrentam hoje (WWAP, 2017).

A eficiência e diversidade de tecnologias de tratamento tem feito a reutilização da água mais viável em muitos processos industriais. Florido (2011) destaca a existência de

vários processos para o tratamento de efluentes, desde os mais simples, como remoção de sólidos suspensos, até tratamentos mais complexos como filtração em membranas e adsorção em carvão ativado, sendo que a escolha do tratamento dependerá da qualidade do efluente, do tratamento secundário e do uso final da água.

De acordo com Santos et al. (2011) a legislação cada vez mais rigorosa aliada ao aumento da escassez de água provocaram o crescimento do mercado em tecnologia de Biorreatores de Membrana (BRM). Assim, Park et al. (2015), destacam que os biorreatores de membrana têm o potencial de desempenhar um papel fundamental na geração de água para reutilização a partir de águas residuárias municipais e industriais, essa necessidade de reúso tem aumentado em decorrência da escassez de água sofrida na maioria dos países.

O uso de biorreatores de membrana no tratamento e recuperação de águas residuárias tem emergido como uma solução inovadora e promissora (MIURA et al., 2007), sua aplicação no tratamento de águas residuárias tem crescido em todo o mundo em quantidade e capacidade de tratamento (ZIEGLER et al., 2016). Uma das características mais atrativas dos biorreatores de membrana é a elevada qualidade do efluente produzido a partir do tratamento de esgotos o que remete a possibilidade de seu reaproveitamento, sobretudo o seu reúso para fins não potáveis (BELLI, 2015).

Contudo, no Brasil a tecnologia de BRM ainda é considerada emergente, com reduzido número de trabalhos de pesquisa na área e poucas aplicações em escala real (BELLI, 2015). Os biorreatores de membrana são sistemas que têm a vantagem de combinar um reator biológico de crescimento suspenso, com a remoção de sólidos por meio de filtração. As membranas podem ser projetadas e operadas em pequenos espaços e com alta eficiência de remoção de contaminantes, como nitrogênio, fósforo, bactérias, demanda bioquímica de oxigênio e sólidos suspensos totais (USEPA, 2007).

Os biorreatores de membrana constituem uma alternativa que pode produzir efluentes com qualidades compatíveis com diversas aplicações. Nesse contexto, a presente pesquisa é de extrema importância tendo em vista os problemas relacionados com a crise hídrica, a necessidade de tratamento de efluentes industriais para atendimento a legislação ambiental, além da possibilidade de utilização desse efluente tratado como água de reúso, todos esses fatores nos levam aos BRMs, uma tecnologia capaz de tratar águas residuárias produzindo um efluente com alta qualidade passível de reúso, necessidade cada vez mais eminente em decorrência da necessidade de aumentar a oferta de água.

### **2. OBJETIVOS**

#### **2.1 Objetivo Geral:**

Avaliar uma estação de tratamento de efluentes industrial utilizando biorreator de membrana em escala piloto para aferição da eficiência do processo.

#### **2.2 Objetivos Específicos:**

- Caracterizar o afluente e efluente do biorreator de membranas quanto aos parâmetros de matéria orgânica e nutrientes;
- Definir possibilidades para o reúso do efluente.

**3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA****3.1 Características dos Efluentes Industriais**

A maioria das atividades humanas que utilizam água, produz efluentes líquidos, como a demanda total de água é crescente, a quantidade de efluentes gerada e a sua carga de poluição estão aumentando continuamente a nível global (WWAP, 2017).

Jordão e Pessoa (2011), destacam que a poluição dos corpos hídricos pode advir de fontes naturais, águas de áreas agrícolas, águas residuárias e fontes diversas. Nessa perspectiva, Santos et al. (2012) relatam que a poluição dos corpos hídricos decorre principalmente das atividades antrópicas, como o lançamento de efluentes domésticos e industriais sem tratamento prévio.

Os efluentes industriais, provêm de qualquer utilização da água para fins industriais, a exemplo das águas de lavagens bem como da parcela líquida contida na matéria-prima e removida nos processos industriais, suas características são próprias em decorrência do processo industrial empregado, dessa forma cada indústria deverá ser considerada isoladamente, uma vez que seus efluentes diferem até mesmo em processos industriais similares (JORDÃO e PESSOA, 2011; PIRES et al., 2013).

A quantidade de água demandada pelas indústrias varia de acordo com o tipo e porte da instalação, do nível de reciclagem e da presença de sistemas de tratamento (METCALF e EDDY, 2016). Assim, não se pode caracterizar de uma única forma os efluentes industriais, pois estes dependem das características da própria indústria, dos produtos fabricados, dos processamentos e das matérias-primas empregadas (JORDÃO e PESSOA, 2011). Metcalf e Eddy (2016) destacam que a composição dos efluentes industriais varia consideravelmente dependendo da função e da atividade de cada indústria.

Nessa perspectiva Von Sperling (2005), destaca que os efluentes industriais, podem conter maior ou menor grau de poluentes, a depender do tipo de indústria. Metcalf e Eddy (2016) relatam que as concentrações de DBO e SST bem como uma larga gama de outros constituintes do efluente industrial podem variar de maneira significativa durante o dia, além do impacto sazonal que também pode ocasionar o aumento de vazão das cargas de DBO em relação as condições médias.

Como consequência de tais fatores, o Relatório Mundial de Desenvolvimento das Águas das Nações Unidas (WWAP, 2017), considera que a toxicidade, a mobilidade e o carreamento de poluentes industriais têm impactos potencialmente mais significativos sobre os recursos hídricos, a saúde humana e o meio ambiente do que os volumes reais de águas residuárias.

As indústrias são responsáveis pelo lançamento de águas residuárias cujos constituintes podem causar efeitos tóxicos se lançados em corpos d'água ou no sistema

público de esgotos sanitários sem atender as normas e legislações específicas, assim, o objetivo principal do tratamento é a preservação do meio ambiente e principalmente dos recursos hídricos (CAVALCANTI, 2009).

### **3.2 Tratamento de Efluentes Industriais**

O tratamento de efluentes industriais é uma importante questão ambiental devido aos possíveis prejuízos causados pela sua possível capacidade de contaminação, esse tratamento pode ser realizado através de técnicas convencionais ou alternativos (MAGALHÃES, 2016).

Para a definição das possíveis técnicas de tratamento para os efluentes industriais, Mierzwa (2002) destaca que deve ser realizada uma avaliação de todo o processo produtivo, a fim de identificar oportunidades para a redução da quantidade de efluentes gerados e de reúso da água, para que, posteriormente, sejam identificadas as correntes de efluentes remanescentes, possibilitando a segregação daquelas que apresentam uma elevada concentração de contaminantes, das correntes mais diluídas.

De acordo com Belli (2015), inicialmente, os sistemas de tratamento eram voltados à remoção de matéria orgânica e sólidos em suspensão dos esgotos. Com as restrições da legislação ambiental, aliada à crescente preocupação com a poluição hídrica, a remoção de nitrogênio e fósforo passaram também a ser considerados nos projetos de estações de tratamento.

De acordo com Andrade (2011), as principais técnicas convencionais de tratamento de efluentes no Brasil, são caracterizadas por alta demanda de área, alto custo e baixa eficiência quando aplicadas como sistema único de tratamento, o que acarreta muitas vezes no não enquadrando nos padrões de lançamento exigidos pelos órgãos ambientais e gerando efluentes longe de atender aos padrões de reúso.

O tratamento avançado é destinado à remoção de contaminantes específicos e/ou a fim de proporcionar o reúso do efluente como fonte de água (SILVA, 2009). Assim, Cavalcanti (2009) relata que a remoção dos contaminantes presentes em efluentes industriais pode se dá através de métodos físicos, químicos e biológicos envolvendo processos e operações unitárias de natureza física, química e biológica, que podem ser utilizadas de forma isolada ou em diferentes combinações.

Dessa forma, Moore (2015) destaca que o tratamento avançado de águas residuárias é necessário para aplicações industriais em que é imprescindível a remoção adicional de matéria em suspensão ou coloidal, e quaisquer constituintes dissolvidos. Entre os vários processos avançados que podem ser uma alternativa promissora para tratamento de águas residuárias de processamento de vegetais e frutas incluem-se a digestão termofílica aeróbia, reatores batelada, anaeróbio e biorreatores de membrana aeróbios.

De acordo com Reali et al. (2013) a separação por membranas requer um tratamento preliminar, porque valores elevados de sólidos, turbidez e algas, por exemplo, podem

colmatar os poros e paralisar a produção do permeado. O emprego de filtração em meios granulares antes das membranas é um arranjo comumente utilizado.

Nessa perspectiva Moore (2015) relata que a maioria em indústrias de processamento de alimentos já tem algum tratamento primário, para a remoção dos sólidos maiores do efluente, tornando assim a implementação dos biorreatores de membrana mais fácil, entretanto, o uso de telas finas provavelmente ainda será necessário.

Os biorreatores de membrana são reconhecidos na produção de permeado com excelente qualidade e estabilidade, além de seu potencial para implementação do reúso da água (KRZEMINSKI et al., 2017). Assim, a tecnologia de filtração por membranas vem sendo cada vez mais aplicada, com grande sucesso, em tratamentos avançados de águas e efluentes líquidos, permitindo inclusive o reúso para finalidades nobres (CAVALCANTI, 2009).

### **3.3 Processos de Separação por Membranas**

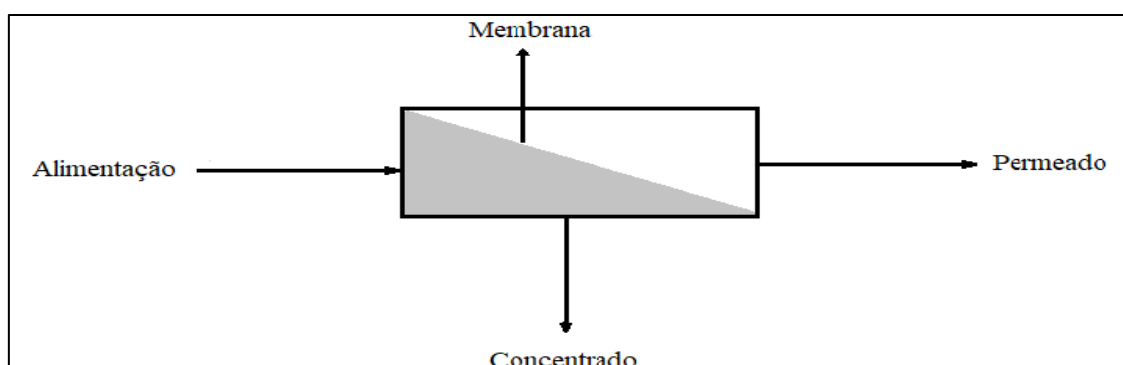
O aumento do interesse nos processos de separação por membranas (PSM) teve início no final da década de 1960 e foi impulsionado por dois desenvolvimentos: primeiro, a capacidade de produzir membranas seletivas, de alto fluxo, isentas de defeitos e em grande escala e, em segundo lugar, a capacidade de formar essas membranas em módulos de membrana econômicos, de superfície alta e econômica. Esses avanços na tecnologia de membrana ocorreram na década de 1960 até o início da década de 1970, como parte do desenvolvimento de osmose reversa e ultrafiltração (BAKER, 2012).

O tratamento de água e efluentes com o uso de membranas, nos últimos 30 anos tem estado na vanguarda do avanço tecnológico, mas só recentemente vem assumindo uma posição de destaque na competitividade de custos e implementação (GRULL, 2013).

A existência de fornecedores de BRM competitivos, bem como a acumulação de dados operacionais através de estudos acadêmicos e de campo aceleraram a aplicação da tecnologia BRM desde meados da década de 1990 (PARK et al., 2015). A tecnologia de tratamento evoluiu gradualmente dos sistemas de filtros naturais usados no passado para os sistemas baseados em membranas usados hoje (LI e VISVANATHAN, 2017).

De acordo com Metcalf e Eddy (2016), os termos comumente utilizados nos processos de separação por membranas incluem a alimentação (efluente a ser tratado), permeado (efluente tratado) e concentrado (parcela que não atravessa a membrana). Na Figura 1 é possível visualizar como se dá o processo de separação por membranas.

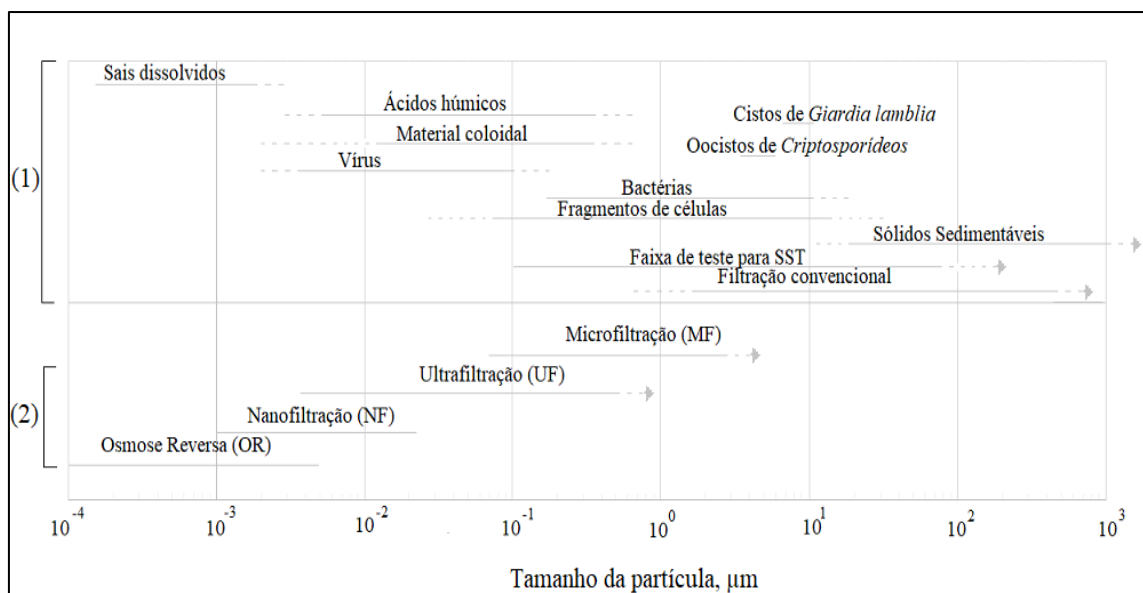
Figura 1 – Representação esquemática dos processos de separação por membranas



**Fonte:** Adaptado (METCALF e EDDY, 2016).

Os principais processos de separação por membrana em que a água é o produto permeado são: Osmose Reversa (OR), Nanofiltração (NF), Ultrafiltração (UF) e Microfiltração (MF), em ordem crescente no tamanho dos poros (JUDD, 2006). A classificação dos processos de separação por membranas com base na capacidade de separação é apresentada na Figura 2. Em (1) Materiais em suspensão e coloidal encontrado em efluentes não tratados e (2) Faixa de operação para os processos de separação por membranas

Figura 2 – Faixa de tamanho dos contaminantes presentes em efluentes e faixa de tamanho operacional dos diferentes tipos de membranas (1) e (2)



**Fonte:** Adaptado (METCALF e EDDY, 2016).

Na Tabela 1 tem-se um resumo das principais características dos processos de separação por membranas

Tabela 1 – Características gerais dos processos de separação por membranas.

Processo de separação	Força motriz utilizada	Mecanismo de separação típico	Diâmetro do poro (µm) ou capacidade de separação	Faixa de variação, µm
Microfiltração	Diferença de pressão hidráulica ou vácuo em tanques abertos.	Retenção	Macroporos (>50 nm)	0,07-2,0
Ultrafiltração	Diferença de pressão hidráulica ou vácuo em tanques abertos.	Retenção	Mesoporos (2-50 nm)	0,008-0,2
Nanofiltração	Diferença de pressão hidráulica em vasos fechados.	Retenção + solubilização/difusão + exclusão	Microporos (<2 nm)	0,0009-0,01
Osmose Reversa	Diferença de pressão hidráulica em vasos fechados.	solubilização/difusão + exclusão	Densa (<2 nm)	0,0001-0,002

**Fonte:** Adaptado (METCALF e EDDY, 2016).

Segundo Judd (2006) os processos de separação de membrana aplicados a biorreatores de membranas foram convencionalmente limitados a MF e UF, para separação do permeado da concentração de sólidos em suspensão presentes no interior do biorreator.

Nessa perspectiva Belli (2015) relata justamente que entre os processos de separação por membranas a microfiltração e a ultrafiltração têm encontrado maior aplicação junto aos sistemas de tratamento de efluentes. De acordo com Baker (2004), os processos de separação por membrana, microfiltração e ultrafiltração, utilizam o gradiente de pressão como força motriz para realizar a filtração.

A força motriz utilizada em processos de separação por membranas é a pressão, que pode ser positiva ou negativa. Assim, o solvente (água) é forçado a atravessar uma barreira semipermeável constituída pela membrana, que retém os contaminantes químicos e/ou particulados (VIDAL, 2006).

Para Metcalf e Eddy (2016), as membranas ou sistemas de ultrafiltração são utilizados para muitas das aplicações onde se utiliza a microfiltração. Além disso, membranas de UF possuem maior capacidade de separação e são utilizadas para remoção de substâncias orgânicas dissolvidas com massa molecular elevada, como matéria orgânica natural proteínas, carboidratos e outros compostos orgânicos. Outra diferença entre as membranas de MF e UF é que essas últimas removem vírus o que não acontece com as membranas de MF. A UF é utilizada para a produção de água para aplicações industriais, para as operações de lavagem de componentes ou outros usos mais restritivos.

Para Cavalcanti (2009), as membranas de ultrafiltração utilizados nos processos de separação por membranas devem ser robustos para garantir vida operacional longa, resistindo a contrapressão nas operações de limpeza.



### 3.3.1 Materiais de confecção das membranas

Existem basicamente dois tipos diferentes de material utilizados na confecção de membranas, sendo estes poliméricos e cerâmicos. Também existem filtros metálicos de membrana, mas estes têm aplicações muito específicas que não se relacionam com a tecnologia de biorreatores de membrana (JUDD, 2006). Usualmente são aplicados os materiais poliméricos (orgânicos) ou os cerâmicos (inorgânicos) (BELLI, 2015).

De acordo com Costanzi (2007), as membranas orgânicas podem ser compostas de celulose e seus derivados. Estes possuem baixo custo, possuem pouca tendência à adsorção na filtração e podem ser utilizadas em uma faixa extensa de pressões. Em contrapartida as membranas inorgânicas, geralmente possuem maior estabilidade química, mecânica e térmica, porém apresentam a desvantagem de serem mais caras. As membranas cerâmicas são as mais utilizadas dentre as membranas inorgânicas.

Para a confecção de membranas poliméricas são utilizados um número limitado de materiais, sendo os principais, a base de poliacrilonitrilo, policloreto de vinilo, poliacrilonitrilo, polissulfona, polietersulfona, polifluoreto de vinilideno, algumas poliamidas aromáticas e acetato de celulose (BAKER, 2012).

As membranas a base de polifluoreto de vinilideno (PVDF), polissulfona (PSF) e polietersulfona (PES) são as mais utilizadas em diversas aplicações a exemplo do tratamento de efluentes, em decorrência de apresentarem excelente propriedade mecânica, estabilidade térmica e resistência química (GHIGGI, 2014).

De acordo com Judd (2006), a gama de materiais de membranas orgânicas empregados, na prática, é limitado aos polímeros que são:

- a) suficientemente mecânica e quimicamente robusta para suportar as tensões impostas durante os ciclos de filtração e limpeza;
- b) prontamente modificado para fornecer uma superfície hidrofílica, o que os torna mais resistente à incrustação, particularmente pelas Substâncias poliméricas extracelulares;
- c) facilmente anexado a um substrato para fornecer a integridade mecânica exigida; e
- d) fabricado a um custo relativamente baixo.

Segundo Park et al. (2015), o PES é um plástico de engenharia, não-cristalino, resistente ao calor, transparente e sólido. Assim, o PES de qualidade natural pode ser usado até 100 °C, sendo intrinsecamente hidrofílico, além das membranas PES se molharem rapidamente com a filtração. A natureza hidrofílica do PES conduz a nenhuma adição de surfactantes aumentando a molhabilidade. As membranas hidrofílicas segundo Baker (2012) são mais resistentes à incrustação que as membranas completamente hidrofóbicas.

### 3.3.2 Morfologia das membranas

A morfologia da membrana depende da natureza exata do material e/ou da forma como é processada (JUDD e JEFFERSON, 2003). De maneira geral as membranas

comerciais são produzidas em três tipos: simétricas, assimétricas e de filme fino composto (METCALF e EDDY, 2016).

As membranas isotrópicas (ou simétricas) possuem uma composição e estrutura uniformes; tais membranas podem ser porosas ou densas. As membranas anisotrópicas (ou assimétricas), por outro lado, consistem em várias camadas, cada uma com diferentes estruturas e permeabilidades (BAKER, 2012).

Já as membranas compostas são feitas a partir da aplicação de uma camada fina de acetato de celulose, poliamida ou outra camada ativa, sobre um substrato poroso para dar estabilidade a membrana (METCALF e EDDY, 2016).

Para Judd e Jeffersson (2003) as membranas empregadas em processos separação por membranas que utilizam a pressão como força motriz tendem a ser anisotrópicas, por possuir simetria em uma única direção e, portanto, muitas vezes são referidas como assimétricas, de modo que seu tamanho de poro varia com a profundidade da membrana.

De acordo com Habert et al. (2006), a morfologia das membranas varia de acordo com as aplicações a que se destinam, de modo geral, as membranas podem ser classificadas em duas grandes categorias: densas e porosas, as características da superfície da membrana que estão em contato com a solução a ser separada é que vão definir a utilização de uma membrana porosa ou densa.

### 3.3.3 Textura das membranas

As membranas podem ter texturas densas ou porosas. Nas densas, a transferência molecular é feita pelo mecanismo de solução-difusão, e elas são sintetizadas a partir de polímeros de alta densidade, como por exemplo as membranas de osmose reversa. As membranas porosas devem apresentar poros fixos, boa resistência mecânica, porém, não devem ser muito espessas, pois a espessura influencia o fluxo do permeado de modo a diminuí-lo com o seu aumento. As membranas de microfiltração e ultrafiltração são características deste grupo (FELIZATTO, 2017).

A superfície da membrana em contato com a solução determina se a membrana é densa ou porosa. Quando a membrana é densa, ou seja, não possui poros na superfície em contato com a solução a ser processada, o transporte das moléculas envolve uma etapa de dissolução (sorção dos componentes na superfície da membrana), difusão através do material que constitui a membrana com posterior dessorção do componente. Já nos processos que envolvem membranas porosas, o transporte é fundamentalmente convectivo, ocorrendo através de seus poros (FLORIDO, 2011).

De acordo com Baker (2012), as membranas porosas têm uma estrutura rígida, altamente anulada, com poros interligados distribuídos aleatoriamente. Diferentemente dos filtros convencionais os poros são extremamente pequenos, na ordem de 0,01-10  $\mu\text{m}$  de diâmetro. Assim, todas as partículas maiores que os maiores poros são completamente rejeitados pela membrana; as partículas com poros intermediários são parcialmente

rejeitadas; as partículas muito menores que os poros menores passarão pela membrana. Dessa forma, a separação de solutos por membranas porosas é função do tamanho molecular e da distribuição do tamanho dos poros. Em geral, apenas as moléculas que diferem consideravelmente em tamanho podem ser separadas efetivamente por membranas porosas, por exemplo, na ultrafiltração e na microfiltração.

Nos processos que utilizam membranas porosas, a capacidade de seletividade está diretamente associada a relação entre o tamanho das espécies presentes e o tamanho dos poros da membrana (HABERT et al., 2006).

#### 3.3.4 Geometria das membranas

De acordo com Metcalf e Eddy (2016), a maioria das membranas comerciais são produzidas na forma tubular, fibra oca ou de placa plana. Quando os módulos de membranas são submersos, as membranas existentes mais utilizadas para sistemas de biorreatores de membranas são os de fibra-oca (*Hollow Fiber*) e os de placa plana (*Flate Sheet Membrane*) (SUBTIL; HESPAÑHOL e MIERZWA, 2013).

Os módulos de fibra oca consistem de um feixe com milhares de fibras ocas, inserido em um vaso de pressão. A alimentação pode ser aplicada do lado interno ou externo da membrana (de dentro para fora ou de fora para dentro) (METCALF e EDDY, 2016). Conforme Costanzi (2007), a densidade de empacotamento nos sistemas de microfiltração e ultrafiltração pode ser da ordem de  $1000 \text{ m}^2/\text{m}^3$ .

De acordo com Metcalf e Eddy (2016), os módulos de placa plana são constituídos de uma série de membranas planas e placas de suporte, a água a ser tratada passa entre as membranas de duas placas adjacentes. As placas suportam as membranas e apresentam canais internos de modo a permitir o escoamento do permeado para o lado externo da unidade. A densidade de empacotamento dos módulos de placa plana varia entre 100 e  $400 \text{ m}^2/\text{m}^3$ . Para Park et al. (2015) devem ser levados em consideração em caso de membranas planas, a espessura, o comprimento e a largura.

Segundo Baker (2012), uma vantagem das membranas de fibra oca é que os módulos compactos com altas áreas de superfície da membrana podem ser formados. No entanto, esta vantagem é compensada pelos fluxos geralmente mais baixos de membranas de fibras ocas em comparação com as membranas de placa plana feitas a partir dos mesmos materiais.

Para Felizatto (2017), o módulo de placa plana é composto de uma série de membranas planas e placas de apoio. O efluente a ser tratado passa entre as membranas de dois conjuntos de membranas adjacentes. A placa suporta as membranas e proporciona um canal para que o permeado possa escoar para fora da unidade.

### 3.4 Biorreatores de Membrana (BRM)

Nos últimos anos os biorreatores de membrana têm se tornado mais popular para o tratamento de muitos tipos de águas residuárias, visto que os lodos ativados convencionais suportam menores variações de vazão e composição dos efluentes

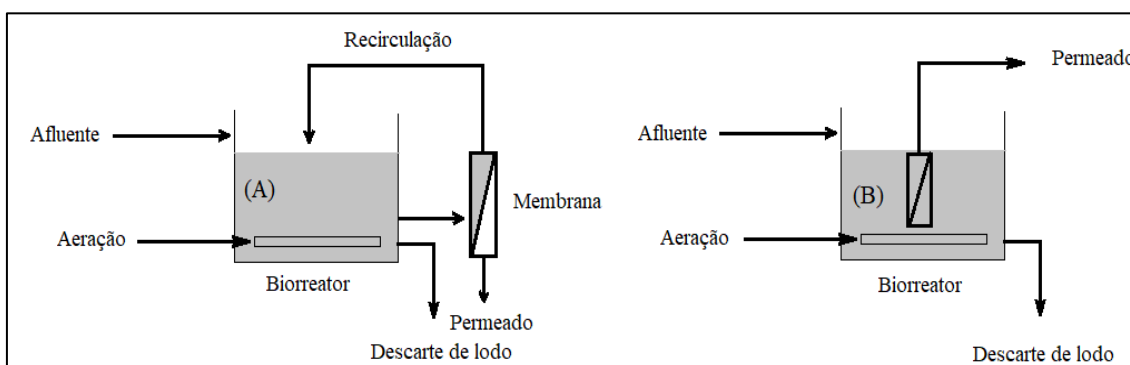
(GIACOBBO, 2010). Um biorreator em um sistema BRM tem a mesma função que o tanque de aeração de qualquer processo de lodo ativado em que as águas residuárias são tratadas pela atividade de microorganismos. Nos processos que utilizam BRM, em vez de separar a água tratada e os microorganismos por gravidade como ocorre nos lodos ativados, são utilizadas membranas porosas com diâmetros de poro de 0,05-0,1  $\mu\text{m}$  para separar a água tratada e microorganismos (PARK et al., 2015). Assim, na unidade de separação por membranas instalada no interior do tanque de aeração se utiliza a separação sólido/líquido em substituição ao decantador secundário, convencionalmente utilizados nos sistemas de lodos ativados (METCALF e EDDY, 2016).

Segundo Judd (2016), o objetivo principal dos biorreatores de membrana é produzir efluente clarificado e em grande parte desinfetado. Os biorreatores de membrana apresentam alta eficiência na remoção de poluentes com menor consumo de energia e área requerida, em comparação as tecnologias normalmente utilizadas, como os lodos ativados por exemplo (GUIMARÃES e MANIERO, 2012). Outro fator atraente nos biorreatores de membrana é que os microorganismos transformam os poluentes dissolvidos e particulados encontrados nas águas residuárias de alimentação em formas menos inócuas (PARK et al., 2015).

#### 3.4.1 Configuração dos BRM

Existem duas configurações principais dos módulos de membranas, externos e submersos/imersos ao biorreator (JUDD, 2006). Se imerso, o permeado é extraído sob pressão de sucção no lado do permeado e/ou através da pressão estática no lado do concentrado. Se for externo, a água permeia a membrana sob pressão, sendo necessário uma pressão transmembrana muito maior que a usada para a configuração imersa (JUDD, 2016). Na Figura 3 é possível observar cada uma dessas configurações.

Figura 3 – Configurações dos biorreatores de membrana: (A) BRM de recirculação externa e (B) BRM com membrana submersa



**Fonte:** Adaptado (JUDD, 2006)

De acordo com Belli (2015), nos biorreatores de membrana de recirculação externa, o efluente do tanque de aeração é bombeado aos módulos de membranas, que normalmente são tubulares e acopladas externamente ao reator, onde a filtração ocorre. Nessa configuração, é empregada a pressão positiva como força motriz para o processo

de filtração, separando a vazão afluyente em duas linhas distintas: a do permeado (efluente tratado) o concentrado, (sólidos retidos pela membrana) que retorna para o biorreator.

Embora esta estratégia operacional de utilizar o módulo externo ao biorreator produzisse efluentes de alta qualidade, a tecnologia foi aplicada em casos muito limitados, como águas residuárias industriais e lixiviados. Os altos custos de energia associados à recirculação, à incrustação de membrana e altos custos de capital de membrana restringiram a disseminação desta tecnologia para aplicações gerais (PARK et al., 2015)

De acordo com Grull (2013), o desenvolvimento de membranas submersas elevou a aplicabilidade de membranas a um novo nível, tendo em vista que estas exigiam muito menos energia para funcionar e eram acomodadas para sistemas de maior porte, além de tornarem os custos competitivos com as tecnologias convencionais de tratamento de águas residuárias.

Segundo Judd (2006), os biorreatores de membranas submersas são os mais empregados, uma vez que incorrem em menor demanda de energia específica e, portanto, tornam-se economicamente mais viáveis para aplicações de grande escala. Existem essencialmente cinco elementos-chave do processo de biorreatores de membranas submerso, que são fundamentais para o seu projeto e operação:

- a) a membrana, o seu design e a manutenção da permeabilidade;
- b) água de alimentação, suas características e seu pré-tratamento;
- c) a aeração da membrana e da biomassa;
- d) retirada de lodo e tempo de residência;
- e) bioatividade e natureza da biomassa.

Nos biorreatores com membranas submersas, a operação é feita em fluxo cruzado, ou seja, a permeação ocorre perpendicularmente à direção do escoamento do fluído no reator dando origem a duas correntes: o permeado, que é a fração do líquido que permeou a membrana (a vazão tratada) e o concentrado (as impurezas e os resíduos separados), que permanece no tanque de processo (FLORIDO, 2011).

### 3.4.2 Aspectos operacionais em BRM

#### 3.4.2.1 Pressão Transmembrana

Os parâmetros principais para o projeto e a operação de PSM são o fluxo e a perda de carga através da Pressão Transmembrana (PTM), onde o fluxo é a relação entre a vazão do permeado e a área da membrana ( $L/m^2.d$ ) sendo que quanto maior o fluxo permitido, menor será a área de membrana para uma dada vazão de projeto. Uma perda de carga aceitável através da membrana, ou PTM, é recomendada para o fluxo de projeto (METCALF e EDDY, 2016).

Para Maestri (2007), a identificação do fluxo crítico é de fundamental importância para um desempenho adequado do biorreator. É através desta identificação que se pode

estimar o momento da limpeza da membrana. Sistemas com operação em fluxo crítico geram um maior consumo de energia, a incrustação mais rápida ou irreversível podendo até causar danos à membrana. De acordo com Park et al. (2015) a PTM é o parâmetro mais importante para a operação de um BRM submerso sob o modo de fluxo constante.

Nos biorreatores de membrana submerso a força de cisalhamento exercida sobre a suspensão é bem menor do que aquela para os sistemas de módulo externo, tal fator acarreta flocos de lodo ativado com melhores características. A turbulência existente no tanque de aeração e o efeito das bolhas são suficientes para produzir condições de operação satisfatórias para manter o fluxo praticamente constante e a taxa de aumento da pressão transmembrana relativamente baixa (ANDRADE, 2011).

#### *3.4.2.2 Aeração*

Nos processos convencionais de tratamento de águas residuárias biológicas aeróbias, o oxigênio é geralmente fornecido como ar atmosférico, seja através de difusores de bolhas de ar imersas ou de arejamento superficial (JUDD, 2006).

De acordo com Park et al. (2015), a aeração atende uma série de propósitos úteis nas estações de tratamento de águas residuárias. A aeração tem sido amplamente praticada no controle de odor (como a remoção de  $H_2S$ ), aeração de microorganismos aeróbicos, flotação de ar dissolvido, remoção de compostos orgânicos voláteis (COV), etc. Em plantas BRM, a aeração é de suma importância, tendo em vista o fornecendo oxigênio para os microorganismos, bem como para a superfície da membrana para controle de incrustação.

Maestri (2007) reporta que o foco principal da aeração é o fornecimento de oxigênio para os microrganismos presentes na biomassa, a fim de garantir sua atividade e a consequente biodegradação da matéria orgânica. Em menor parte, a aeração também ajuda a manter a biomassa em suspensão.

A turbulência gerada pelas bolhas no interior do reator é capaz de promover tensões de cisalhamento na superfície das membranas, atuando como mecanismo limitante à deposição de partículas sobre as mesmas. Assim, a utilização de uma aeração adequada condiciona o sucesso operacional dos BRM, dessa forma, é usual em BRM a promoção de elevadas taxas de aeração, limitando o processo de fixação de biomassa na superfície das membranas (BELLI, 2015).

Embora existam muitos tipos de aeradores, o fornecimento de ar comprimido através de difusores embaixo da superfície da água é o mais utilizado para tanques de aeração no BRM (PARK et al., 2015).

#### *3.4.2.3 Concentração de sólidos*

Segundo Park et al. (2015), o tempo de retenção de sólidos (TRS) é um parâmetro operacional importante para um biorreator, pois, determina a qualidade da água tratada e a concentração SST do biorreator. O TRS é a quantidade média de tempo que uma

partícula permanece no interior do biorreator. O TRS pode ser estimado a partir da massa SST (concentração de SST multiplicado pelo volume do biorreator).

A presença de sólidos dissolvidos, coloidais ou em suspensão no reator, interfere diretamente no seu desempenho. É esperado que, com o aumento da concentração de sólidos no reator, haja uma redução do fluxo de permeação pela deposição de partículas sobre a membrana (MAESTRI, 2007).

A concentração de SST afeta tanto as propriedades biológicas do BRM, isto é, a bioatividade e a especiação microbiana, bem como as propriedades físicas, como a viscosidade e a transferência de oxigênio (JUDD, 2006). A concentração de sólidos suspensos pode ser responsável por boa parte da incrustação em biorreatores com membrana (VIERO, 2006).

Os flocos presentes em biorreatores de membrana costumam ser consideravelmente menores que os flocos de processos de Lodos Ativados (MAESTRI, 2007).

#### *3.4.2.4 Permeabilidade*

A permeabilidade pode ser definida como a taxa de permeado obtida para determinada substância que atravessa a membrana, para isso cada poro deve ser considerado como um capilar e a soma de todos os fluxos parciais fornece o fluxo total (COSTANZI, 2007).

A permeabilidade está relacionada com o tamanho e a densidade de poros da membrana (GALLEGUILLOS, 2011). Para Provenzi (2005), o escoamento de uma solução ou de uma suspensão complexa através de um meio poroso conduz a diferentes fenômenos que alteram a permeabilidade, isso ocorre em decorrência da distribuição do tamanho médio das partículas que compõem uma suspensão biológica ser bem variada.

Para Felizatto (2017), a membrana ideal deve ter elevadas seletividade e permeabilidade, entretanto quando se maximiza a seletividade, geralmente diminui-se a permeabilidade e vice-versa. A eficiência do processo de separação por membrana depende do fluxo e da seletividade.

Viero (2006) reporta que a diminuição da área efetiva de filtração e consequente redução da permeabilidade está associada com a redução do fluxo permeado de membranas, através da incrustação.

### **3.5 Biorreatores de membrana no tratamento de efluentes industriais**

Os processos de separação por membranas têm sido utilizados nos mais diferentes setores de atividade, na indústria química, na área médica, passando pela biotecnologia, indústria alimentícia e farmacêutica e tratamentos de águas industriais e municipais (HABERT et al., 2006).

Lin et al., (2012), em revisão sobre os biorreatores de membrana para tratamento de águas residuárias industriais relatam que cerca de 50% de todos os estudos com

biorreatores de membrana foram para o tratamento de águas residuárias industriais de três tipos de indústrias, as indústrias de alimentos, celulose e papel e têxtil, o que não surpreende, considerando a importância dessas indústrias e os padrões de efluentes cada vez mais rigorosos e os padrões proeminentes da tecnologia BRM na recuperação e reutilização de água.

Hao (2014) relata que a tecnologia BRM tem sido cada vez mais utilizada no tratamento de efluentes águas residuárias municipais e industriais com efluente final de alta qualidade, assim passível de reúso.

A tecnologia de biorreator de membrana é reconhecida como promissora no tratamento de efluentes industriais, pois, fornece água com qualidade compatível com o reúso (DEOWAN et al., 2016).

Giacobbo (2010) estudou um BRM com módulo de membranas externo com dois efluentes diferentes, um efluente sintético e posteriormente com efluente de curtume coletado pós-tratamento convencional, operando com efluente sintético, ele obteve redução superior a 95% para DQO e turbidez. Já com o pós-tratamento efluente de curtume, foi constatada a eficiência de 46%, 88%, 16%, 67% e 48% para DQO, DBO<sub>5</sub>, NTK, P-Total e cromo, respectivamente. Esses resultados mostram a aplicabilidade dos BRM no polimento de efluente de cortume.

Moore (2015) em pesquisa utilizando a tecnologia de biorreatores de membrana para o tratamento de águas residuárias do processamento de frutas e vegetais, de dois parceiros industriais que processavam uma variedade de produtos de frutas e vegetais, caracterizados por quantidades relativamente elevadas de orgânicos e nutrientes. O BRM apresentou excelente eficiência de remoção em 97% de DQO, 99% de DBO, 99,9% de SST, 90% de NT e 60% de PT.

Lopes (2017) estudou um sistema de BRM com capacidade de 12 L, membrana do tipo placa plana, de ultrafiltração, com diâmetros de poros que variam 0,1-1,0 µm, operando de maneira submersa, o efluente utilizado na alimentação do sistema era proveniente do processamento de frutas de uma indústria produtora de sucos concentrados, localizada em João Pessoa, a coleta do efluente era realizada mensalmente, o sistema operou entre novembro de 2015 a novembro de 2016. BRM apresentou uma eficiência de remoção de DQO de 99%, nas análises realizadas pelo método colorimétrico de refluxo fechado. 88% de remoção de DBO<sub>5</sub> e 86% de COT.

Boluarte et al. (2016) estudaram o BRM em escala laboratorial no tratamento de água residuária de lavagem de carros. A qualidade do permeado produzido pelo BRM foi extremamente alta, apresentando eficiência de remoção de 99,2% de DQO, 97,3% de COT e 41% de amônia. BRM apresentou-se potencialmente promissor para o reúso de águas, podendo ser reutilizadas na mesma estação de lavagem de carros.



### 3.6 Controle de Incrustações em biorreatores de membrana

A ocorrência de incrustações talvez seja o fator mais relevante para a operação de sistemas de separação por membranas, uma vez que afeta a definição do pré-tratamento, a limpeza química das membranas, as condições de operação, os custos e o desempenho. A incrustação dependerá das características físicas, químicas e biológicas da corrente a ser tratada, do material das membranas, da configuração dos módulos e das condições de operação (METCALF e EDDY, 2016).

O pré-tratamento deve ser empregado para remoção de partículas que podem ocasionar entupimento do módulo de membranas e com intuito de minimizar a deposição de materiais sobre a superfície das membranas, tais como, sólidos em suspensão e microrganismos (VIDAL, 2006).

Para minimizar o acúmulo de sólidos e depósitos sobre a superfície externa das membranas, pode-se injetar ar comprimido através de um distribuidor localizado na base do módulo de membranas. À medida que as bolhas de ar se deslocam para a superfície do reator ocorre a limpeza da superfície das membranas; o ar também é o responsável por manter os sólidos em suspensão e condições aeróbias no reator (METCALF e EDDY, 2016). A aeração também pode ser utilizada também para prevenção do *fouling* (GIACOBBO, 2010).

À medida que ocorre o acúmulo de contaminantes sobre a superfície das membranas, processo conhecido como depósito (*fouling*), há um aumento na perda de carga através da membrana, resultando na redução do fluxo do permeado e no aumento na rejeição de certos contaminantes. Quando o fluxo do permeado é reduzido abaixo de um determinado valor, a operação do sistema é interrompida e submetida a uma operação de limpeza química (METCALF e EDDY, 2016). Para Andrade (2011), o tipo e a frequência da limpeza das membranas são fatores de extrema importância. De acordo com Belli (2015) as estratégias de controle e remoção de incrustações das membranas envolvem métodos físicos e químicos.

Para Vidal (2006) a limpeza física das membranas, usualmente caracterizada pelos mecanismos de retrolavagem, é um processo aplicado para minimização da formação da “torta”. A retrolavagem pode ser acionada desde o início da operação de sistemas de membrana ou quando ocorre grande aumento de pressão de filtração ou queda dos valores de fluxo das membranas.

Belli (2015) relata que a limpeza química da membrana consiste basicamente em uma reação físico-química entre o reagente químico de limpeza e o material incrustante, podendo ser utilizados diferentes produtos químicos, como agentes oxidantes (hipoclorito de sódio), solução ácida (ácido cítrico) e solução alcalina (hidróxido de sódio) que desempenharão diferentes funções na remoção do *fouling*. Conforme (VIDAL, 2006) as soluções de limpeza podem ser ácidas ou básicas e podem ser utilizadas de forma isolada ou mesmo combinadas.

Vidal (2006) reporta que o método mais comum de remoção de materiais que se acumulam na superfície das membranas, é a retrolavagem por ar e/ou água, enquanto a limpeza química normalmente é utilizada para remoção de materiais não removidos na retrolavagem.

Nessa perspectiva Andrade (2011) relata que a limpeza física, por acarretar em menores custos e danificar menos a estrutura da membrana deve ser preferida. Para Krzeminski et al. (2017), a limpeza frequente da membrana para restaurar a sua permeabilidade, acaba por encurtar a vida útil e resultando em maiores custos com a substituição da membrana.

### **3.7 Fatores que influenciam o mercado de biorreatores de membrana**

Segundo Judd (2016) os BRM estão se tornando cada vez mais utilizados para o tratamento de efluentes, principalmente onde se exige uma alta qualidade desse, em particular nos casos de reúso. O investimento no mercado de biorreatores de membrana tem se expandido e hoje atinge todas as regiões geográficas em nível global.

Park et al. (2015) relata que desenvolvimentos recentes e melhorias nas tecnologias de controle de incrustação levaram a projeções mais favoráveis da vida da membrana e reduziram significativamente os custos gerais de manutenção e operação.

Segundo Judd (2006), dos muitos fatores que influenciam o mercado de BRMs aqueles que são geralmente reconhecidos como os principais são:

- a) a nova legislação, mais estrita que afeta tanto o tratamento de esgoto industrial e a descarga de efluentes;
- b) a escassez de água local;
- c) a introdução de incentivos estatais para promover a melhoria da tecnologia de águas residuais e especial sobre a reciclagem;
- d) a redução de custos de investimento;
- e) o aumento na confiança e aceitação da tecnologia BRM

Belli (2015) reporta que em decorrência dos cíclicos episódios de déficit hídrico, a tecnologia dos BRMs pode ser uma alternativa interessante para o tratamento de efluentes, tendo em vista a possibilidade de reutilização desses que antes seriam lançados no corpo hídrico.

De acordo com Maestri (2007), o grande potencial da utilização dos biorreatores de membrana para o reúso de água decorre dos usos da água, principalmente em grandes centros urbanos, que na maioria das vezes destina-se aos usos não potáveis, e que os efluentes dos biorreatores de membrana além de atingir os padrões de lançamentos estabelecidos pelas legislações, apresentam qualidade indicada para reúso.

O custo das membranas submersas caiu drasticamente desde o momento em que os sistemas comerciais foram introduzidos no início dos anos 90. Paralelamente à

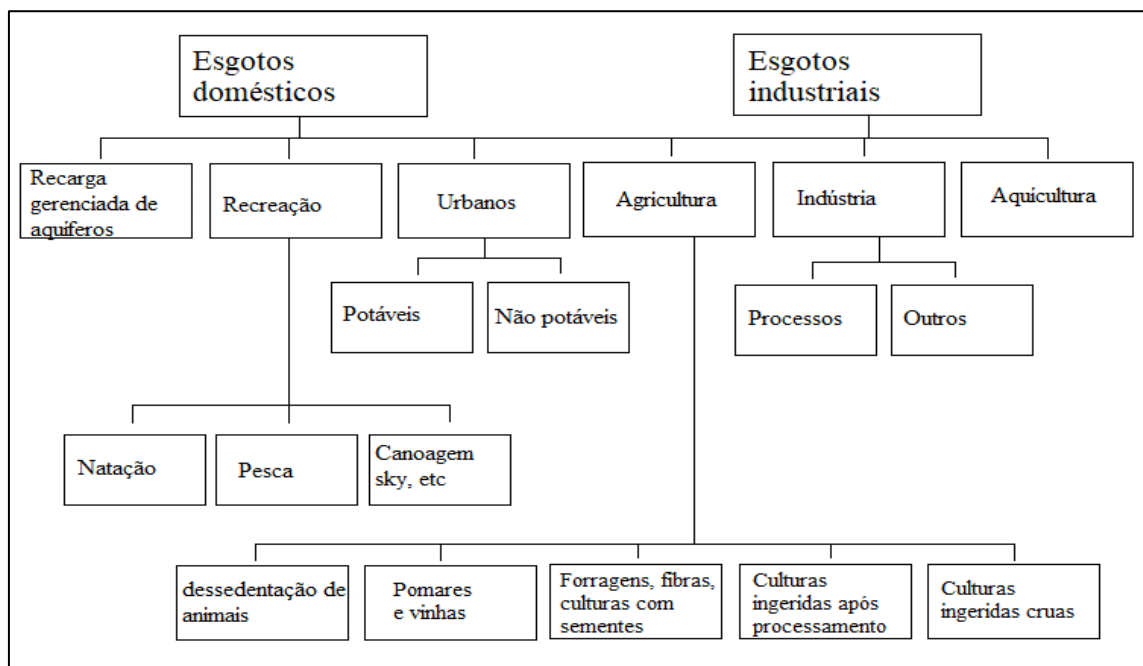
diminuição do custo dos módulos de membrana, o custo operacional dos processos que utilizam essas membranas também diminuiu. Tal fenômeno ocorre porque os custos de substituição do módulo são mais baixos, como também em decorrência da otimização do processo que levou a ciclos de substituição dos módulos mais longos (BAKER, 2012).

De acordo com Park et al. (2015) nos últimos 20 anos o preço das membranas diminuiu drasticamente, de cerca de 500 para 50 USD/m<sup>2</sup> em 2013, e os preços continuam caindo. Tal fato ocorre como resultado da ampliação e da maior automação dos processos de fabricação do módulo de membrana.

### 3.8 Reúso

De acordo com Metcalf e Eddy (2003), o reúso de água consiste na recuperação de efluentes de modo a utilizá-los em aplicações menos exigentes. Assim, Moruzzi (2008), relata que de maneira geral, o reúso de água pode ocorrer de forma direta ou indireta, através de ações planejadas ou não planejadas e para fins potáveis e não potáveis. Na Figura 4 é possível observar um esquema com as diversas possibilidades de reúso de água.

Figura 4 – Potenciais formas de reúso de água



**Fonte:** Adaptado (HESPANHOL, 2008).

As possibilidades e formas potenciais de reúso dependem, das características da água residuária, das condições e fatores locais, a exemplo de decisão política e esquemas institucionais, também está sujeito a disponibilidade técnica, bem como aos fatores econômicos e ainda está atrelado aos fatores sociais e culturais (HESPANHOL, 2002).

Nas últimas décadas as águas residuárias tratadas foram reutilizadas para realizar dois propósitos principais: (1) para criar um novo abastecimento de água e, assim, reduzir as demandas sobre o limitado abastecimento de água tradicional e (2) para evitar impactos

ecológicos que pode ocorrer quando um efluente rico em nutrientes é despejado no meio ambiente. Cada vez mais, a necessidade básica para o abastecimento de água adicional está se tornando o motivador central para a reutilização da água (NRC, 2012).

Além de conservar o fornecimento de água potável, o reúso apresenta vantagens no que diz respeito à proteção ambiental, mais pragmaticamente, a reutilização de águas residuárias pode resultar diretamente da legislação, que pode limitar a descarga de água poluída, tornando esta opção onerosa ou então proibir tais descargas por completo, ou pode simplesmente favorecer economicamente as empresas independente de estipulações reguladoras (JUDD e JEFFERSON, 2003).

Assim Mierzwa (2002), aponta que o caminho a ser trilhado nas indústrias passa pelo uso racional da água e pelo reúso, em decorrência dos padrões de lançamento de efluentes estarem cada vez mais restritos bem como o cenário de escassez hídrica.

De acordo com Hespanhol (2008) as principais formas de reúso de água na indústria são:

- a) como fluido de resfriamento ou aquecimento;
- b) como matéria-prima em processos industriais;
- c) uso como fluido auxiliar;
- d) uso para geração de energia;
- e) como descarga em vasos sanitários e mictórios;
- f) na construção civil, cabines de pintura, combate a incêndio, rega de áreas verdes ou incorporação em diversos subprodutos gerados nos processos industriais, seja na fase sólida, líquida ou gasosa

### 3.8.1 Reúso no Brasil

No Brasil inexistia uma legislação específica sobre a reutilização de efluentes, se observa diversas menções acerca dos usos múltiplos da água, incluindo o reúso (BELLI, 2015). Existindo apenas algumas abordagens com relação ao reúso em algumas resoluções e normas.

A Resolução Nº. 54, de 28 de novembro de 2005 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) considerando que a prática de reúso de água reduz os custos associados à poluição e contribui para a proteção do meio ambiente e da saúde pública em seu Artigo 3º estabelece que reúso direto não potável de água, abrange as seguintes modalidades:

- I - Reúso para fins urbanos: utilização de água de reúso para fins de irrigação paisagística, lavagem de logradouros públicos e veículos, desobstrução de tubulações, construção civil, edificações, combate a incêndio, dentro da área urbana;
- II - Reúso para fins agrícolas e florestais: aplicação de água de reúso para produção agrícola e cultivo de florestas plantadas;
- III - Reúso para fins ambientais: utilização de água de reúso para implantação de projetos de recuperação do meio ambiente;

IV - Reúso para fins industriais: utilização de água de reúso em processos, atividades e operações industriais; e,

V - Reúso na aquicultura: utilização de água de reúso para a criação de animais ou cultivo de vegetais aquáticos.

Além desses, a referida Resolução em seu parágrafo primeiro estabelece que as modalidades de reúso não são mutuamente excludentes, podendo mais de uma delas ser empregada simultaneamente em uma mesma área. A NBR 13.969 de 1997 define as seguintes classificações e respectivos valores de parâmetros para esgotos, conforme o reúso, detalhado na Tabela 2.

Tabela 2 – Classificação de reúso em classes de acordo com NBR 13.969

Característica	Classe	Turbidez	Coliforme fecal	SDT	pH	Cloro residual
Lavagem de carros e outros usos que requerem o contato direto do usuário com a água, com possível aspiração de aerossóis pelo operador, incluindo chafarizes	I	<5	<200 NMP/100 mL	<200 mg/L;	>6,0 e <8,0	>0,5 mg/L e < 1,5 mg/L.
Lavagens de pisos, calçadas e irrigação dos jardins, manutenção dos lagos e canais para fins paisagísticos, exceto chafarizes	II	<5	<500 NMP/100 mL			>0,5 mg/L
Reúso nas descargas dos vasos sanitários	III	<10	<500 NMP/100 mL			
Reúso nos pomares, cereais, forragens, pastagens para gados e outros cultivos através de escoamento superficial ou por sistema de irrigação pontual	IV		5 000 NMP/100 mL			

**Fonte:** Adaptado (ABNT, 1997).

A Resolução COEMA Nº 2 DE 02/02/2017 (CEARÁ, 2017), estabelece em seu artigo 42 que o reúso externo de efluentes não sanitários para fins urbanos deverá obedecer aos seguintes parâmetros específicos deverá obedecer, aos parâmetros estabelecido:

I - Coliformes termotolerantes: até 5000 CT/100 mL;

II - Ovos geohelmintos: até 1ºvo/L de amostra;

III - Condutividade elétrica: até 3000 µS/cm;

IV - pH entre 6,0 e 8,5.

A mesma Resolução ainda estabelece que quanto ao reúso externo para fins agrícolas e florestais deverá obedecer aos seguintes parâmetros específicos:

I - Coliformes termotolerantes, da seguinte forma:

a) Culturas a serem consumidas cruas cuja parte consumida tenha contato direto com a água de irrigação: Não Detectado - ND

b) as demais culturas até 1000 CT/100 mL.

II - Ovos de geohelmintos, da seguinte forma:

a) Culturas a serem consumidas cruas cuja parte consumida tenha contato direto com a água de irrigação: Não Detectado - ND

b) as demais culturas: até 1 ovo geohelmintos/L de amostra

III - Condutividade elétrica: até 3000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ;

IV - pH entre 6,0 e 8,5.

Quanto ao reúso externo para fins ambientais deverá obedecer aos seguintes parâmetros específicos (CEARÁ, 2017):

I - Coliformes termotolerantes: até 10.000 CT/100 mL;

II - Ovos geohelmintos: até 1 ovo/L de amostra;

III - Condutividade elétrica: até 3000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ;

IV - pH entre 6,0 e 8,5.

Já para reúso na aquicultura deverá obedecer aos seguintes parâmetros específicos (CEARÁ, 2017):

I - Coliformes termotolerantes: até 1000 CT/100 mL;

II - Ovos geohelmintos - ND/L de amostra;

III - Condutividade elétrica: até 3000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ;

IV. pH entre 6,0 e 8,0;

V - Temperatura: até 40° C.

Na Tabela 3 são apresentadas as diretrizes recomendadas pela Organização Mundial de Saúde (WHO, 2006) para a qualidade microbiológica da água de reúso quando empregada na irrigação agrícola.

Tabela 3 – Metas baseadas na saúde para o uso de águas residuárias na agricultura irrestrita e restrita

Cenário de exposição	Meta baseada na saúde (DALY por pessoa por ano)	Necessidade de redução de patógenos $\text{Log}_{10}$	Número de ovos helmintos por litro
Irrigação irrestrita	$\leq 10^{-6}$ <sup>a</sup>		
Alface		6	$\leq 1$ <sup>b,c</sup>
Cebola		7	
Irrigação restrita	$\leq 10^{-6}$ <sup>a</sup>		
Altamente mecanizado		3	$\leq 1$ <sup>b,c</sup>
Trabalho intensivo		4	$\leq 1$ <sup>b,c</sup>
Irrigação localizada (gotejamento)	$\leq 10^{-6}$ <sup>a</sup>		
Culturas de alto crescimento		2	Sem recomendações <sup>d</sup>

Cultivo de baixo crescimento		4	$\leq 1^{b,c}$
------------------------------	--	---	----------------

**Fonte:** (WHO, 2006)

### 3.9 Parâmetros analíticos de importância para o presente estudo

#### 3.9.1 Demanda Química de Oxigênio

O teste de Demanda Química de Oxigênio (DQO) é utilizado para medir o equivalente de oxigênio do material orgânico presente no esgoto que pode ser oxidado quimicamente utilizando dicromato em solução ácida (METCALF e EDDY, 2016).

#### 3.9.2 Demanda Bioquímica de Oxigênio

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) é o parâmetro de poluição orgânica mais utilizado universalmente, tanto para esgoto quanto para águas superficiais. Tal medida envolve a medida do oxigênio dissolvido utilizado por microorganismos durante a oxidação bioquímica da matéria orgânica (METCALF e EDDY, 2016).

A DBO é comumente usada como indicadora da qualidade da água e avalia a quantidade de oxigênio consumida por microorganismos para estabilização da matéria orgânica durante os processos de decomposição (CARMO et al., 2013).

O valor da DBO varia de acordo com a natureza do despejo, para o esgoto doméstico a DBO<sub>5,20</sub> situa-se em torno de 300 mg/L. Outros tipos de efluentes podem possuir DBO<sub>5,20</sub> mais elevadas, como por exemplo, os resultantes de indústrias de alimentos, fábricas de papel e celulose, cortumes, etc (BRAGA et al., 2005).

#### 3.9.3 Carbono Orgânico Total

Os métodos de teste para Carbono Orgânico total (COT) utilizam calor e oxigênio, radiação ultravioleta, oxidantes químicos ou algumas combinações desses métodos para converter carbono orgânico a dióxido de carbono que é medido por um analisador de raios infravermelhos ou por outros meios. No esgoto o COT pode ser utilizado como medida

---

a) Redução de rotavírus. O alvo baseado na saúde pode ser alcançado, para irrigação irrestrita e localizada, por uma redução de patógenos de unidade de registro 6-7 (obtida por uma combinação de tratamento de águas residuárias e outras medidas de proteção de saúde). Para irrigação restrita, é conseguida por uma redução de 2 patógenos de unidade de logaritmo.

b) Quando as crianças com menos de 15 anos estão expostas, devem ser utilizadas medidas adicionais de proteção da saúde (por exemplo, tratamento para  $\leq 0,1$  ovo por litro, equipamento de proteção, como luvas ou sapatos/botas ou quimioterapia).

c) Uma média aritmética deve ser determinada ao longo da estação de irrigação. O valor médio de  $\leq 1$  ovo por litro deve ser obtido para pelo menos 90% das amostras, de modo a permitir a amostra de valor elevado ocasional (isto é, com  $>10$  ovos por litro). Com alguns processos de tratamento de águas residuais (por exemplo, lagoas de estabilização de resíduos), o tempo de retenção hidráulica pode ser usado como substituto para garantir conformidade com  $\leq 1$  ovo por litro.

d) Nenhuma cultura deve ser retirada do solo.

de sua característica de poluição, podendo ser relacionado a valores de DBO e DQO (METCALF e EDDY, 2016).

#### 3.9.4 Nitrogênio Total

Segundo Metcalf e Eddy (2016), a quantificação de nitrogênio é necessária para avaliar a tratabilidade do esgoto por processos biológicos, ainda acrescentam que quantidades insuficientes de nitrogênio podem exigir a adição de nitrogênio para tornar o esgoto tratável. Isso porque o nitrogênio assume importante papel no tratamento de esgotos sendo necessário para o desenvolvimento de processos biológicos aeróbios, (JORDÃO e PESSOA, 2011).

Na maioria dos países, os níveis de nitrogênio no efluente das estações de tratamento de águas residuárias são regulados para mitigar os possíveis efeitos nocivos da descarga de nitrogênio nos corpos aquáticos (PARK et al., 2015).

O crescimento aeróbico de microorganismos heterotróficos em MBR pode remover apenas uma pequena fração de nitrogênio contida nas águas residuárias (PARK et al., 2015).

A remoção de nitrogênio total (NT) por meios bioquímicos exige que a oxidação da amônia em nitrato ocorra em condições aeróbicas e que a redução do nitrato ao gás nitrogênio ocorra em condições anóxicas, ambos os processos exigem a presença de microrganismos específicos (JUDD, 2006).

#### 3.9.5 Fósforo Total

De acordo com Cavalcanti (2009), as formas usuais de fósforo encontradas em soluções aquosas são a ortofosfato, polifosfato e o fósforo orgânico. Enquanto os ortofosfatos ( $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{HPO}_4^{2-}$ ,  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ,  $\text{H}_3\text{PO}_4$ ) oriundos de detergentes e fertilizantes são diretamente disponíveis para a metabolização da matéria orgânica, os polifosfatos e o fósforo orgânico necessitam ser hidrolisados a ortofosfatos para serem assimilados.

Em águas residuárias industriais todas as formas de fosfato podem ocorrer em maior ou menor grau (CAVALCANTI, 2009). Segundo Von Sperling (2005), o fósforo pode apresentar-se na forma de sólidos em suspensão ou sólidos dissolvidos.

O fósforo é um nutriente essencial para o crescimento dos microorganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica (VON SPERLING, 2005). O Fósforo Total (PT) deve ser apropriadamente tratado para reduzir o risco do florescimento de algas nos corpos d'água receptores (PARK et al., 2015).

Segundo Metcalf e Eddy (2016) em decorrência do crescimento de algas nas águas superficiais, atualmente há um grande interesse em controlar a quantidade de compostos de fósforo que adentram as águas superficiais por meio de descargas de efluentes domésticos e industriais, bem como do escoamento superficial.



Na maioria das águas residuárias tratadas por processos biológicos o fósforo não é significativamente removido, aplicando-se tanto as plantas convencionais quanto para os biorreatores de membranas (JUDD, 2006).

### 3.9.6 Sólidos Suspensos Totais

De acordo com Metcalf e Eddy (2016), os sólidos suspensos totais (SST), são uma fração dos sólidos totais (ST) que são retidos em um filtro com tamanho de poro específico, medido após ter sido pesado a uma temperatura determinada (105 °C).

De acordo com Park et al. (2015), a concentração de biomassa em tanques BRM é representada pela concentração SST. Os biorreatores de membrana têm como ponto ótimo a concentração de SST entre 8 e 12 g/L com (PARK et al., 2015; METCALF e EDDY, 2016).

### 3.9.7 Potencial Hidrogeniônico

O Potencial Hidrogeniônico (pH) representa a quantidade de íons hidrogênio, dando uma indicação sobre a condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade da água (VON SPERLING, 2005).

A concentração de íons hidrogênio é um importante parâmetro da qualidade das águas naturais e dos esgotos, sendo pH a maneira usual de expressar a concentração de íons hidrogênio. O pH é definido como o logaritmo negativo da concentração de íons hidrogênio conforme equação 1 (METCALF e EDDY, 2016):

$$\text{pH} = -\log_{10} [\text{H}^+]$$

### 3.9.8 Condutividade

A condutividade elétrica representa a capacidade de condução de uma corrente elétrica por parte do efluente através de minerais inorgânicos dissolvidos em solução (ALBORNOZ, 2017). Para Metcalf e Eddy (2016), a condutividade aumenta à medida que a concentração de íons aumenta e é de suma importância para o reúso agrícola, pois, a salinidade é estimada através da medição da condutividade elétrica. A condutividade elétrica é expressa em milisiemens por metro ou microsiemens por centímetro.

### 3.9.10 Oxigênio Dissolvido

O oxigênio dissolvido (OD) é necessário para a respiração dos microrganismos aeróbios assim como todas as formas de vida (METCALF e EDDY, 2016). O OD em um efluente é o parâmetro mais importante quando o processo aeróbio for escolhido, devido ao seu consumo por parte dos microrganismos que o utilizam para a oxidação da matéria orgânica poluente (ALBORNOZ, 2017).

O oxigênio dissolvido é o principal parâmetro de caracterização dos efeitos da poluição da água por despejos de origem orgânica (VON SPERLING, 2005). De acordo

com Braga et al. (2005), a concentração de oxigênio dissolvido na água pura a 20°C fica em torno de 9mg/L.

#### 3.9.11 Temperatura

A elevação da temperatura intensifica os processos biogeoquímicos, acarretando em um aumento na velocidade de decomposição (BRAGA et al., 2005) afetando a saturação de oxigênio dissolvido nos corpos d'água (JORDÃO e PESSOA, 2011).

A faixa de temperatura ótima para o tratamento biológico de efluentes é de 25 a 35°C (JORDÃO e PESSOA, 2011). Nos biorreatores de membrana a temperatura é um fator importante, pois, determina o desempenho do sistema BRM, particularmente a taxa de metabolismo microbiano (PARK et al., 2015).

## 4. MATERIAIS E MÉTODOS

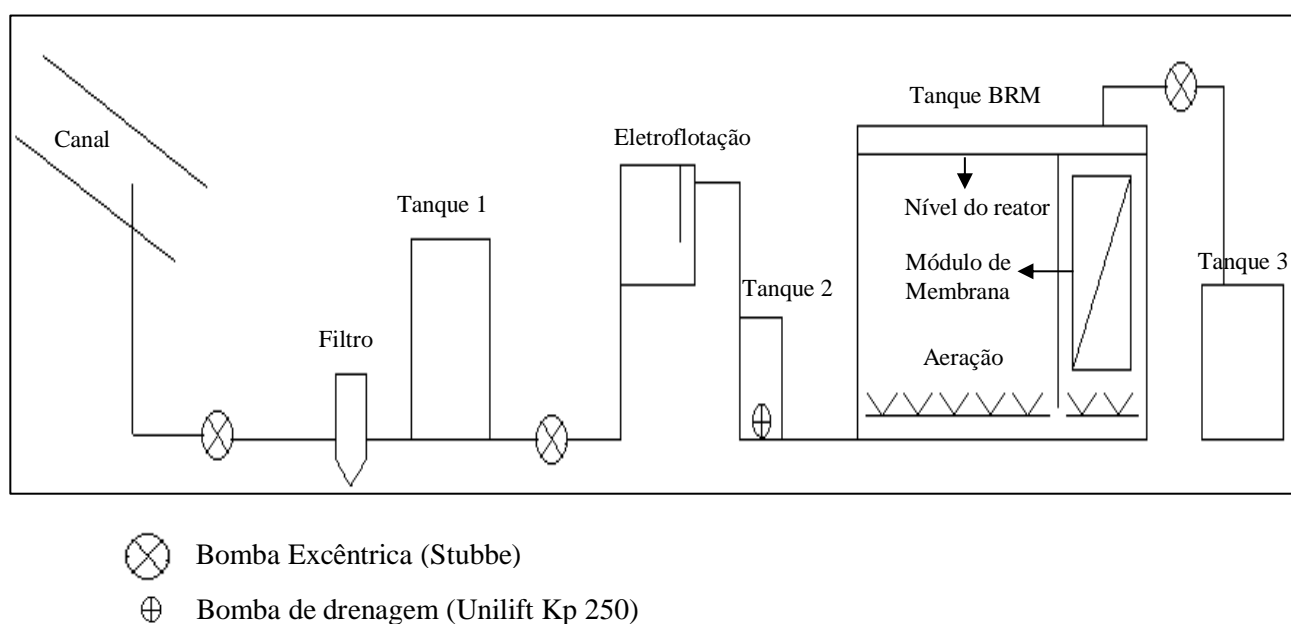
### 4.1 Descrição do sistema estudado

A presente pesquisa foi realizada no âmbito do Projeto Bramar, projeto de pesquisa de cooperação bilateral Brasil – Alemanha em pesquisa e inovação tecnológica, entre instituições públicas de ensino e pesquisa além de empresas privadas desses países, que tem por objetivo promover a gestão integrada dos recursos hídricos no Semiárido brasileiro.

Para o desenvolvimento da pesquisa foi realizado um estudo de caso em uma indústria de processamento de frutas localizada no Bairro das Indústrias em João Pessoa – PB/Brasil.

O efluente produzido pela indústria em questão era proveniente da lavagem de frutos, pisos e maquinário, escoando por gravidade por um canal até a Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) da própria indústria. A pesquisa ocorreu em uma ETE em escala piloto utilizando um biorreator de membranas, instalada próximo a ETE da indústria supracitada, um fluxograma da ETE piloto é detalhado na Figura 5.

Figura 5 – Esquema do tratamento do efluente



**Fonte:** Autor (2018)

Para a coleta do efluente, foi colocado uma bomba excêntrica (Stubbe) no canal para succionar o Efluente Bruto (EB), passando por uma peneira de 1mm de malha, na qual se efetuava limpeza semanal. Em seguida o EB era direcionado a um tanque de 1000L (Tanque 1), esse, possui um agitador instalado no seu interior reservatório para evitar a sedimentação e manter o EB homogêneo. Posteriormente, outra bomba excêntrica, idêntica a anterior, foi utilizada para bombear o EB até um tanque de

eletroflotação, com 130L de capacidade. Antes desse, havia uma sonda que media temperatura e pH, possuindo também a regulação do pH por meio da adição de hidróxido de sódio (NaOH) ou ácido clorídrico (HCl). Após a eletroflotação um tanque de 200L (Tanque 2) armazenava o efluente até atingir um determinado nível, controlado por boia, sempre que atingia o nível pré-estabelecido a bomba de drenagem (Unilift Kp 250) era acionada, bombeando o efluente até o BRM.

O tanque do BRM possui 5000L de capacidade, com módulo de membrana de ultrafiltração. A membrana era porosa, com diâmetro dos poros que variam 0,035 a 0,1  $\mu\text{m}$ , sendo o material de confecção foi a polietersulfona. A geometria da membrana seguiu o tipo placa plana, a configuração foi submersa e a área total do módulo era de 25m<sup>2</sup>.

A ETE piloto possuía dois medidores de vazão ultrassônico (Flowmax 44i MIB GmbH) para registrar as vazões, um registrava a vazão antes da eletroflotação, e outro que media a vazão do permeado, entretanto, em decorrência de um problema que ocorreu no eletroflotador, esse não funcionou durante todo o tempo de operação do BRM sendo necessário fazer um by-pass levando o EB do tanque 1 direto para o tanque do BRM. Assim, para saber a vazão do EB se utilizou da vazão do permeado, a qual era aproximadamente igual a vazão do permeado, diferindo apenas em decorrência do descarte de lodo. Os valores eram registrados a cada minuto e também em médias a cada duas horas através do programa ACRON Reporter, e posteriormente organizados em planilhas Excel.

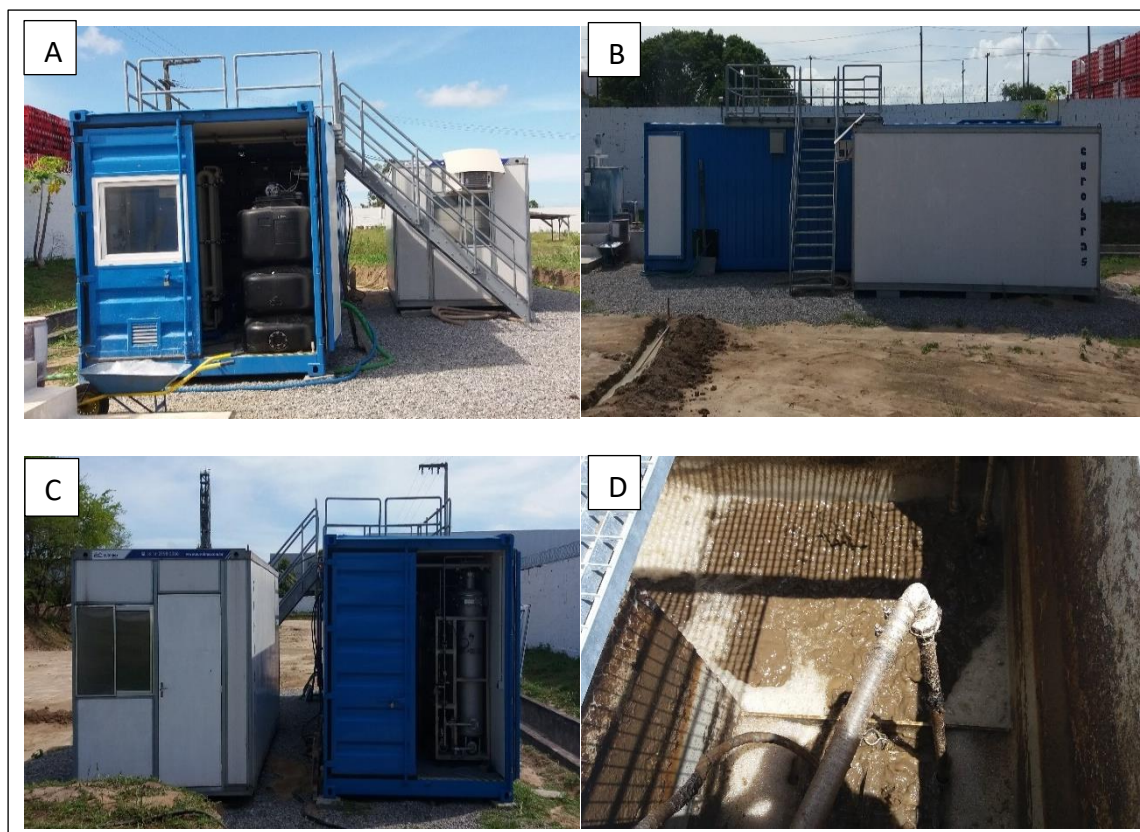
Foram utilizados três aeradores, sendo dois para manter a aeração do tanque BRM e um para limpeza da membrana, prevenindo incrustações. Foi utilizada ainda mais uma bomba excêntrica (Stubbe) que bombeava o efluente tratado (permeado) até um último tanque com capacidade de 400L (Tanque 3). O fluxo do ar foi registrado por meio de medidores de vazão ultrassônico (Flowmax 44i MIB GmbH), os valores eram registrados a cada minuto através do programa ACRON Reporter, e posteriormente organizados em planilhas Excel.

Durante todo o tempo de monitoramento a planta funcionou de modo intermitente, sendo operada apenas quando havia alguém nesta. As análises foram realizadas no Laboratório de Carvão Ativado (LCA) e no Laboratório de Tecnologia Química (LTQ) ambos no Centro de Tecnologia da Universidade Federal da Paraíba (UFPB). Algumas análises como DQO eram feitas no laboratório da própria indústria. Já as análises microbiológicas foram realizadas em parceria com o Laboratório de Análises da Água (LAAg), da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), Campus Pombal. O período de monitoramento do BRM foi de 6 meses, compreendido entre novembro de 2016 a maio de 2017.

O monitoramento da ETE piloto foi dividido em dois períodos distintos, no primeiro (Período 1) o efluente bruto era coletado diretamente do canal por onde o efluente da indústria era encaminhado até o sistema de tratamento existente, esse período foi de 09/11/2016, data que o reator BRM começou operar até 03/04/2017. Considerando nesse

intervalo também o tempo de partida do biorreator, desde a inoculação no lodo. Já o segundo (Período 2) foi de 04/04/2017 a 22/05/2017, onde passou-se a utilizar o efluente diretamente do tanque de equalização já existente no sistema de tratamento da indústria. Na Figura 6 é possível observar a planta piloto nas vistas, forntal (A), lateral (B), traseira (C) e superior (D).

Figura 6 – Estação de Tratamento de Efluentes piloto de BRM intalada na indústria



**Fonte:** Autor (2018)

## 4.2 Caracterização do efluente

As águas residuárias utilizadas foram caracterizadas por parâmetros químicos (DQO, DBO<sub>5</sub>, COT, pH, NT, PT) físicos (Temperatura, Condutividade Elétrica, SST) e microbiológicos (Coliformes Totais e Termotolerantes). O desempenho do BRM foi avaliado a partir da coleta de amostras de três pontos distintos, o efluente bruto, após a eletroflotação e o permeado.

O programa ACRON Reporter foi utilizado para coletar alguns dos principais dados no reator, tais como: pH, oxigênio dissolvido, temperatura, nível do licor misto no reator, quantidade de efluente tratado (permeado). Os dados eram registrados a cada minuto e a cada duas horas, por não apresentarem grandes diferenças, nesse trabalho foi utilizado as médias de cada duas horas.

As análises de DQO foram realizadas no laboratório da indústria, os valores de pH, Temperatura, e Condutividade do efluente bruto e tratado eram registrados utilizando um

multiparâmetros. As análises de DBO, COT, SST, Nitrogênio Total-Nitrato, Fósforo Total, foram realizadas no LCA e LTQ da UFPB. No Quadro 1 encontra-se os parâmetros analisados e as datas de realização das referidas análises.

Quadro 1 – Parâmetros avaliados no monitoramento da ETE piloto e período em que foram monitorados

Data	DQO	DBO	COT	NT	PT	SST	Descarte de Lodo	Continuação Data	DQO	DBO	COT	NT	PT	SST	Descarte de Lodo
01/12/2016						x		23/02/2017	x						x
06/12/2016						x		24/02/2017	x						x
07/12/2016	x					x	x	25/02/2017	x						
08/12/2016								03/03/2017	x						
09/12/2016	x							04/03/2017	x						
12/12/2016	x							08/03/2017	x		x	x	x		
13/12/2017						x		09/03/2017		x					x
14/12/2016	x							10/03/2017	x				x		
15/12/2016						x		11/03/2017	x					x	x
16/12/2016							x	14/03/2017							x
21/12/2016								17/03/2017	x		x		x		
28/12/2016	x							18/03/2017				x		x	x
02/01/2017						x		21/03/2017							x
04/01/2017	x							22/03/2017							x
11/01/2017	x							23/03/2017				x	x		
12/01/2017						x		25/03/2017	x		x			x	
13/01/2017	x							28/03/2017	x						
16/01/2017						x		29/03/2017	x						
17/01/2017	x					x		30/03/2017				x	x	x	
18/01/2017	x							03/04/2017	x						x
19/01/2017	x				x	x		05/04/2017							x
20/01/2017	x	x				x		08/04/2017	x						
21/01/2017	x						x	10/04/2017	x		x		x	x	
23/01/2017	x			x				11/04/2017	x					x	
24/01/2017	x							13/04/2017	x						
25/01/2017	x		x			x		17/04/2017	x						
28/01/2017	x							18/04/2017	x					x	x
01/02/2017	x					x		19/04/2017	x						
02/02/2017	x							20/04/2017	x						
07/02/2017	x			x	x	x		24/04/2017	x	x	x	x	x	x	
08/02/2017	x	x						25/04/2017							x
09/02/2017	x						x	02/05/2017	x					x	x
10/02/2017	x							04/05/2017	x					x	x
11/02/2017	x							06/05/2017	x	x		x	x		
14/02/2017	x						x	11/05/2017	x						
16/02/2017	x	x		x	x			15/05/2017							x
18/02/2017						x	x	17/05/2017	x						
21/02/2017	x			x	x	x	x	22/05/2017	x	x	x	x	x		x

**Fonte:** Autor (2018)

Por fim as análises microbiológicas (uma única coleta em duplicata em 22/05/2017) foram realizadas no Laboratório de Análises de Águas da UFCG Campus – Pombal.

### 4.3 Métodos de ensaio

#### 4.3.1 Carbono Orgânico Total

A determinação do Carbono Orgânico Total foi realizada por meio do Método HACH 10.173 com faixa de leitura entre 15 – 150 mg C/L. A leitura foi realizada em espectrofotômetro HACH DR 6000, programa 425 Carbono Orgânico MR.

#### 4.3.2 Nitrogênio Total

Para a determinação do Nitrogênio Total foi utilizado kit HACH (Test'N Tube 17 e 21) com reagente padronizado, pré-dosado, pronto para uso em tubos de ensaio de vidro borossilicato de 16 mm de diâmetro. Seguiu-se o método HACH 10.071 com faixa entre 0,5 e 25,0 mg N/L. A leitura foi realizada em espectrofotômetro HACH DR 6000, programa 350 N, Total LR TNT.

#### 4.3.3 Fósforo Total

A determinação do Fósforo Total se deu através da digestão com Persulfato Ácido - Método HACH 8.190 com faixa de leitura entre 0,06 a 3,50 mg/L  $\text{PO}_4^{3-}$ . A leitura foi realizada em espectrofotômetro HACH DR 6000, programa 536 P Total/AH PV TNT.

#### 4.3.4 Potencial Hidrogeniônico

A medição pH foi realizada através do aparelho multiparâmetros Hanna Combo waterproof pH/EC/TDS/Temp, com precisão de  $\pm 0,05$  unidades de pH.

#### 4.3.5 Condutividade

A medição da condutividade foi realizada com medidor de multiparâmetros Hanna Combo waterproof pH/EC/TDS/Temp, cuja resolução é de 1  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

#### 4.3.6 Demanda Bioquímica de Oxigênio

Para a realização da análise seguiu-se o manual do equipamento Oxidirect (BOD System). Inicialmente determinou-se o volume da amostra com base na DQO e caso necessário realizava-se o ajuste do pH. Em seguida era medido o volume da amostra e colocado na garrafa de DBO, após o que, era adicionado o inibidor de nitrificação ATH e posteriormente a barra de agitação magnética. Por fim, era adicionado KOH no suporte de borracha e fechada a garrafa e então as garrafas eram encaixadas no suporte para iniciar a medição  $\text{DBO}_{5, 20}$ .

#### 4.3.7 Demanda Química de Oxigênio

A determinação da Demanda Química de Oxigênio (DQO) se baseia na oxidação da matéria orgânica por dicromato de potássio em meio ácido sendo necessário o auxílio de um bloco digestor HACH DRB 200, onde as amostras ficam incubadas por 2 horas a

150°C, o método utilizado o método colorimétrico de refluxo fechado (ALFAKIT) em digestão ácida, posteriormente realizado a leitura em espectrofotômetro HACH DR 1900.

#### 4.3.8 Coliformes Totais e Termotolerantes

Para verificação microbiológica do esgoto bruto e do permeado foram realizadas análises de coliformes totais e termotolerantes. Em decorrência da origem e constituição do esgoto bruto, onde foi feito um levantamento com corpo técnico da indústria e mencionado a inexistência de ligações sanitárias junto com o efluente industrial, assim, optou-se por realizar a análise para coliformes totais e termotolerantes para comprovar essa informação, sendo realizada apenas uma vez também por conta da dificuldade em realizar tal análise. Foi utilizando duas metodologias, tubos múltiplos e o método Colilert, uma para comprovar a outra. As amostras foram coletadas em duplicata.

Através do método dos tubos múltiplos, o qual é baseado no princípio da diluição por extinção. As concentrações de coliformes termotolerantes são tipicamente reportadas com número mais provável por 100 mL (METCALF e EDDY, 2016). A análise foi realizada utilizando o caldo Lauryl por 24h a 35°C.

O método Colilert, é um ensaio enzimático no qual é adicionado na amostra de esgoto, ingredientes em pó constituídos de sais e substratos específicos de enzimas, cuja função é servir como fonte de carbono. Quando metabolizados por coliformes totais e *E. coli*, os substratos produzem uma coloração amarela e/ou fluorescência. Após a incubação, as amostras contendo organismos coliformes se tornam amarelas e, as amostras que contém *E. coli* fluorescem quando expostas a luz UV de ondas longas. O teste enzimático pode ser utilizado de duas maneiras: determinando a presença ou ausência ou quantificando. Na modalidade presença/ausência, os componentes químicos são adicionados a garrafas de 100 mL contendo a amostra a ser analisada, enquanto a modalidade de quantificação pode ser efetuada utilizando o método Colilert/Quanti-Tray. Os resultados são expressos como presença/ausência em uma amostra de 100 mL e como NMP/100mL no teste de quantificação (METCALF e EDDY, 2016). O tempo de realização deste é de 18h a 35°C.

### 4.4 Caracterização do tanque de aeração

#### 4.4.1 Oxigênio Dissolvido

O oxigênio no interior do reator foi medido através de um sensor Oximax (Endress + hauser) com valores registrados a cada minuto através do programa ACRON Reporter, onde os valores foram em seguida organizados em planilhas Excel.

#### 4.4.2 Potencial Hidrogeniônico

O pH no interior do reator foi medido através do sensor Memosens (Modelo CPS16D/76D/96D), também registrados a cada minuto através do programa ACRON Reporter.



#### 4.4.3 Temperatura

A temperatura assim como o pH e o OD foi medida através do sensor Memosens (Modelo CPS16D/76D/96D) e os valores registrados a cada minuto através do programa ACRON Reporter.

#### 4.4.4. Sólidos Suspensos Totais

As análises de sólidos suspensos totais foram realizadas para controle do lodo do reator. Utilizava-se um volume conhecido da amostra, posteriormente realizava-se a pesagem de um papel filtro com diâmetro entre 4 e 12 micrometros (Machery-nagel MN615) após secagem completa em estufa para eliminação de qualquer umidade existente, em seguida a amostra era filtrada a vácuo e levada a estufa por duas horas à 105°C, posteriormente o papel era pesado novamente e a partir de então o teor de SST era calculado.

#### 4.4.5 Adição de Nutrientes

Segundo Metcalf e Eddy (2016), a quantificação de nitrogênio é necessária para avaliar a tratabilidade do esgoto por processos biológicos, ainda acrescentam que quantidades insuficientes de nitrogênio podem exigir a adição de nitrogênio para tornar o esgoto tratável. Isso porque o nitrogênio assume importante papel no tratamento de esgotos sendo necessário para o desenvolvimento de processos biológicos aeróbios, (JORDÃO e PESSOA, 2011).

Se o sistema de tratamento biológico não estiver operando de forma adequada é necessário verificar se as concentrações de nutrientes estão adequadas, a falta nitrogênio e fósforo suficientes é comum principalmente no tratamento de efluentes de indústrias de processamento de alimentos com conteúdo orgânico (METCALF e EDDY).

De acordo com os resultados das análises de Nitrogênio Total (NT) e de Fósforo Total (PT), era calculado a dosagem necessária desses nutrientes para adicionar no reator, sempre buscando manter a relação DQO/NT/PT respectivamente próximo a 200/5/1. Ambos foram diluídos em água e adicionados continuamente ao biorreator. Foi utilizada a ureia, como fonte de nitrogênio e hidrogênio, e o ácido fosfórico e/ou fosfato diamônico, como fonte de fósforo.

### 4.5 Limpeza da membrana

A membrana foi limpa apenas uma vez durante o período de monitoramento, sendo realizada em 06/04/2017, sendo que o reator começou a operar em 25/11/2016, assim a limpeza ocorreu depois de 131 dias após o início de operação do reator. Na Figura 7 é possível observar algumas etapas para lavagem da membrana. Em (A) a membrana ainda no interior do reator, em (B) o módulo está sendo içado, em (C) o módulo está sendo colocado no compartimento para lavagem ácida e básica, na imagem (D) o módulo está sendo içado para reintroduzi-lo no reator.

Figura 7 – Etapas da lavagem da membrana da ETE piloto



**Fonte:** Autor (2018)

Inicialmente o módulo foi içado com o auxílio de um guincho, em seguida o módulo foi posto em uma parte do reator destinada especificamente para lavagem, onde procedeu-se primeiramente com lavagem com água, posteriormente foi colocado em uma solução de ácido cítrico por três horas com pH igual a 2,6. Após, lavou-se com água e em seguida houve a lavagem com solução de hidróxido de sódio 50% com o pH igual a 9,85 também por três horas. A aeração ficou ligada para favorecer a limpeza durante todo o período da

lavagem ácida e básica. Por fim lavou novamente com água, apenas no dia seguinte o módulo foi colocado novamente no interior do reator.

#### **4.6 Análises dos dados**

A partir dos resultados obtidos, foram calculadas as médias e a eficiência de remoção dos parâmetros analisados foram calculados utilizando a Equação 1:

$$E = \frac{(C_e - C_s)}{C_e} \times 100 \quad (\text{Equação 1})$$

Onde:

E = eficiência de remoção (%);

C<sub>e</sub> = concentração na entrada;

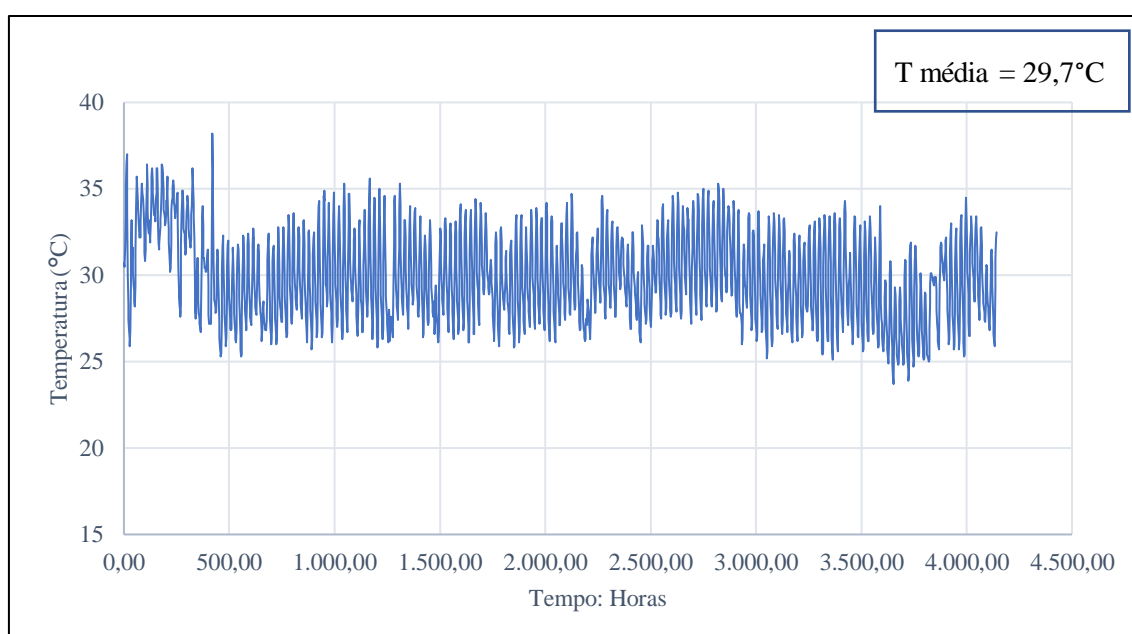
C<sub>s</sub> = concentração na saída.

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 5.1 Operação da ETE

A temperatura média do licor misto durante o período monitorado foi de 29,7°C conforme pode-se observar na Figura 8, havendo pouca variação ao longo do tempo. Essa temperatura é superior a temperatura média anual na cidade de João Pessoa que é de 26°C (INMET, 2015). De acordo com Jordão e Pessoa (2011), que consideram para processos de tratamento biológicos por via aeróbia a faixa ideal para a atividade biológica entre 25 e 35°C, assim, a temperatura do presente estudo encontra-se dentro do considerado ideal para esse tipo de tratamento. Para melhor visualização, os resultados estão apresentados conforme coletados, sendo expresso cada valor como a média de duas horas de medição.

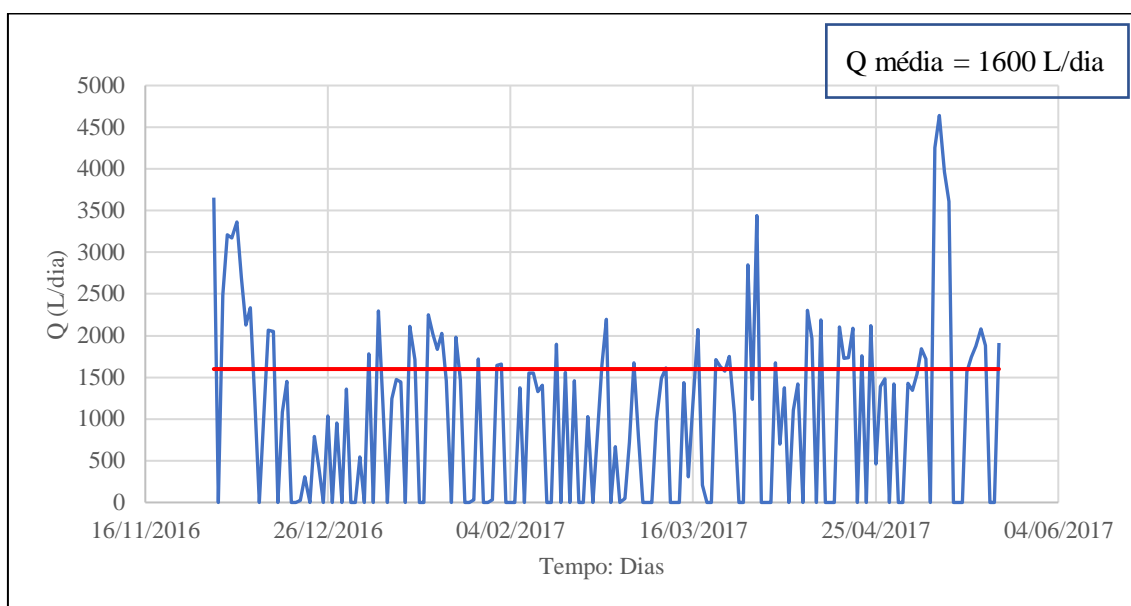
Figura 8 – Variação da Temperatura do licor misto no período de monitoramento do BRM.



**Fonte:** Autor (2018)

Apesar não ter sido quantificada a vazão de entrada do efluente bruto no reator, sabe-se que essa é aproximadamente igual a vazão do permeado, diferindo apenas em decorrência do descarte de lodo. Em média a vazão do permeado nos dias de operação foi de 1600L/dia. A Figura 9 detalha a vazão do permeado obtida ao longo do tempo de monitoramento de ETE piloto. Nos dias em que não houve vazão do permeado a planta não foi alimentada, por isso a Figura mostra zero.

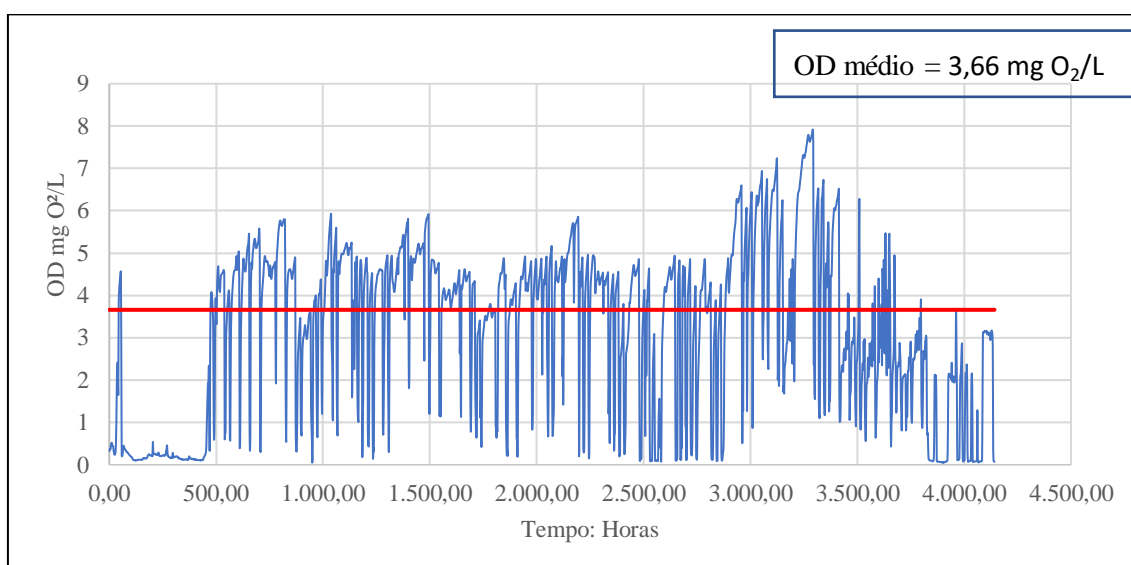
Figura 9 – Variação da vazão do permeado no período de monitoramento do BRM.



**Fonte:** Autor (2018)

O Oxigênio Dissolvido do licor misto apresentou média de 3,66 mg  $O_2$ /L valor acima do desejado em processos aeróbios, quando a carga orgânica do efluente bruto era muito elevada, o OD baixava consiravelmente, atingido valores inferiores a 0,05 mg  $O_2$ /L. Metcalf e Eddy (2016), relatam que a concentração normal de OD para reator biológico é de 2 mg/L, caso contrário é necessário promover melhorias no sistema de aeração. Na Figura 10 pode-se observar a variação do OD no licor misto ao longo do período de monitoramento. Cada ponto corresponde a média de duas horas de medição.

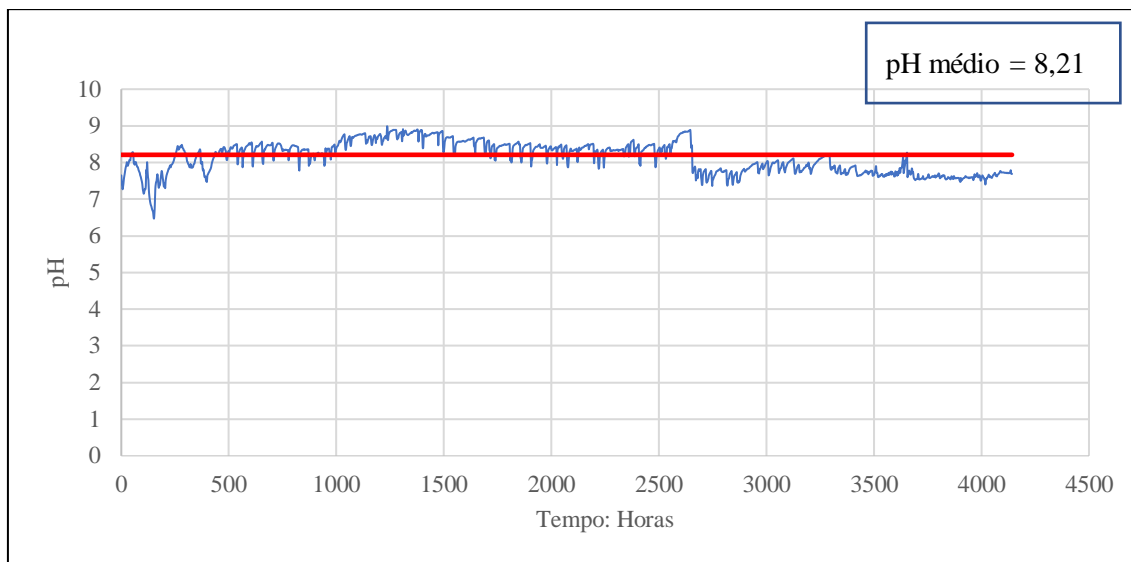
Figura 10 – Variação do Oxigênio Dissolvido do licor misto no período de monitoramento do BRM.



**Fonte:** Autor (2018)

O pH médio do licor misto foi de 8,21, havia pouca variação no valor do pH do licor misto mesmo quando o valor do pH de entrada se alterava bruscamente, mantendo-se durante quase todo o período de monitoramento com valores entre 7 e 9, conforme pode-se observar na Figura 11. A influência do pH em um corpo receptor é importante devido seus efeitos sobre a fisiologia das diversas espécies. Determinadas condições de pH contribuem para a precipitação de elementos químicos tóxicos como metais pesados, além de poder exercer efeitos sobre as solubilidades de nutrientes (CETESB, 2004).

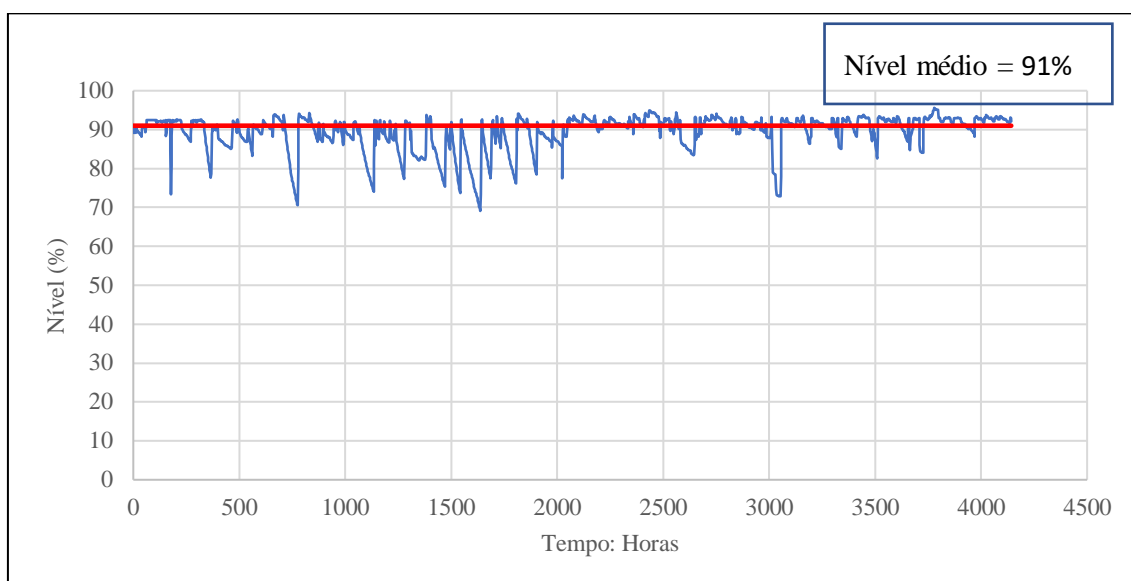
Figura 11 – Variação do pH do licor misto no período de monitoramento do BRM.



**Fonte:** Autor (2018)

Ao longo do período de monitoramento do BRM, o reator operou em média com 91% de sua capacidade volumétrica, sendo que os valores inferiores a 88% foram registrados nos dias em que se realizou descarte de lodo e/ou não havia geração de efluente para evitar que o nível do licor misto decaísse consideravelmente. O descarte de lodo foi realizado para dois fins distintos, para o controle dos sólidos suspensos totais assim como para realização de limpeza na membrana, essa flutuação é demonstrada na Figura 12. O nível do licor misto foi ajustado para oscilar entre 87 e 94% do volume máximo do reator.

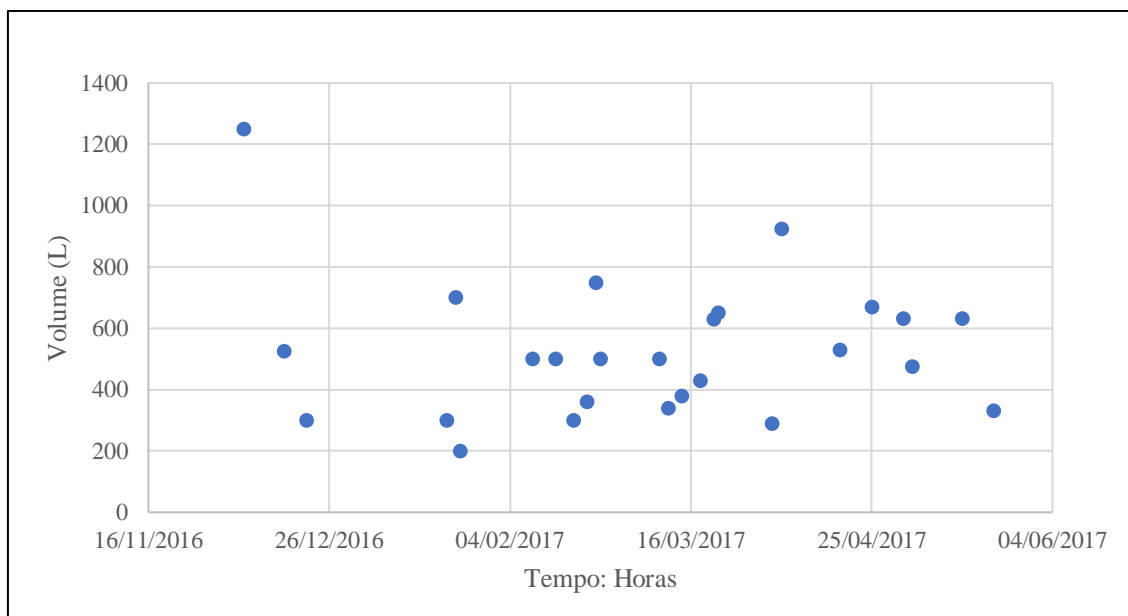
Figura 12 – Variação do nível do licor misto no período de monitoramento do BRM.



**Fonte:** Autor (2018)

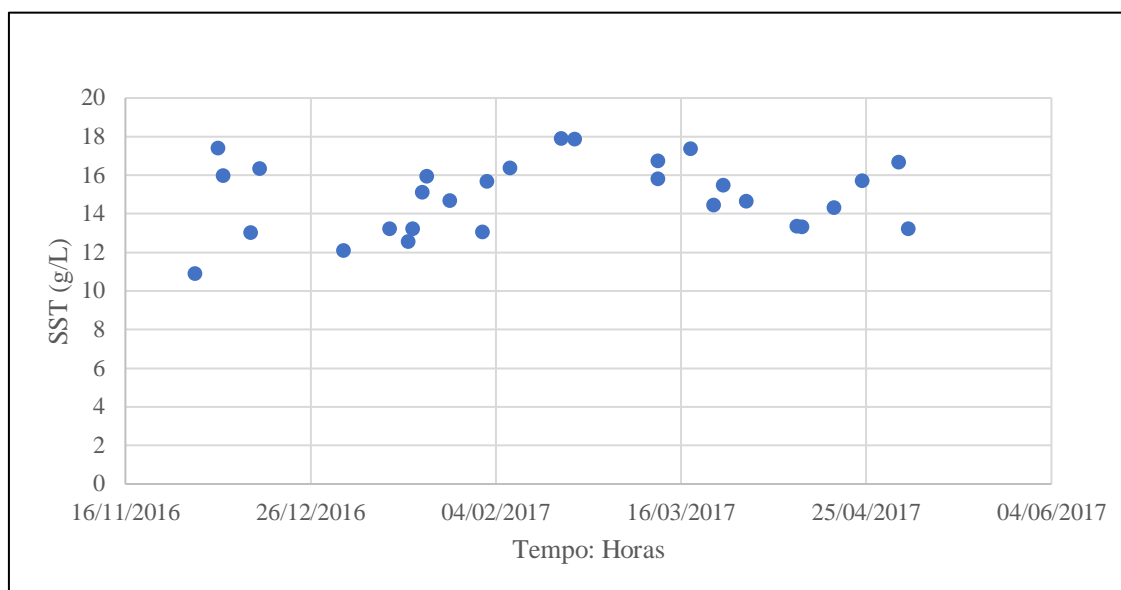
O volume a ser descartado era determinado pelo índice de SST, na Figura 13 pode-se observar os volumes de lodo descartado, já a Figura 14 apresenta os resultados de SST no reator.

Figura 13 – Variação do volume de lodo descartado no período de monitoramento do BRM.



**Fonte:** Autor (2018)

Figura 14 – Variação de Sólidos Suspensos Totais no período de monitoramento do BRM.



**Fonte:** Autor (2018)

A faixa ideal de SST de acordo com (PARK et al., 2015; METCALF e EDDY, 2016) é entre 8 e 12 g/L. Entretanto, Metcalf e Eddy (2016) relatam que o BRM pode operar com concentrações de SST superior a essa faixa, todavia se a concentração de SST for muito alta (>18 g/L) o valor do fluxo do permeado não pode ser mantido constante para não ocasionar incrustação. Assim, durante todo o período de monitoramento se optou para deixar a concentração de SST entre 12 e 18 g/L, o descarte de lodo era realizado para manter a concentração de SST nessa faixa.

## 5.2 Caracterização do Efluente

Os valores médios de pH, temperatura e condutividade obtidos in loco através de coletas nos três pontos monitorados são apresentados na Tabela 4. Inicialmente foram coletadas amostras em diferentes horários, em seguida calculado as médias diárias. Esses dados são referentes a médias entre 15 e 25 dias para os três parâmetros nos três pontos de monitoramento.

Tabela 4 – Caracterização do efluente Bruto, eletroflotação e permeado.

	Efluente bruto			Efluente da eletroflotação			Permeado		
	pH	T (°C)	C(mS/cm)	pH	T (°C)	C(mS/cm)	pH	T (°C)	C(mS/cm)
Média	4,95	31,97	2,32	5,05	31,8	2,52	8,01	32,49	2,15

**Fonte:** Autor (2018)

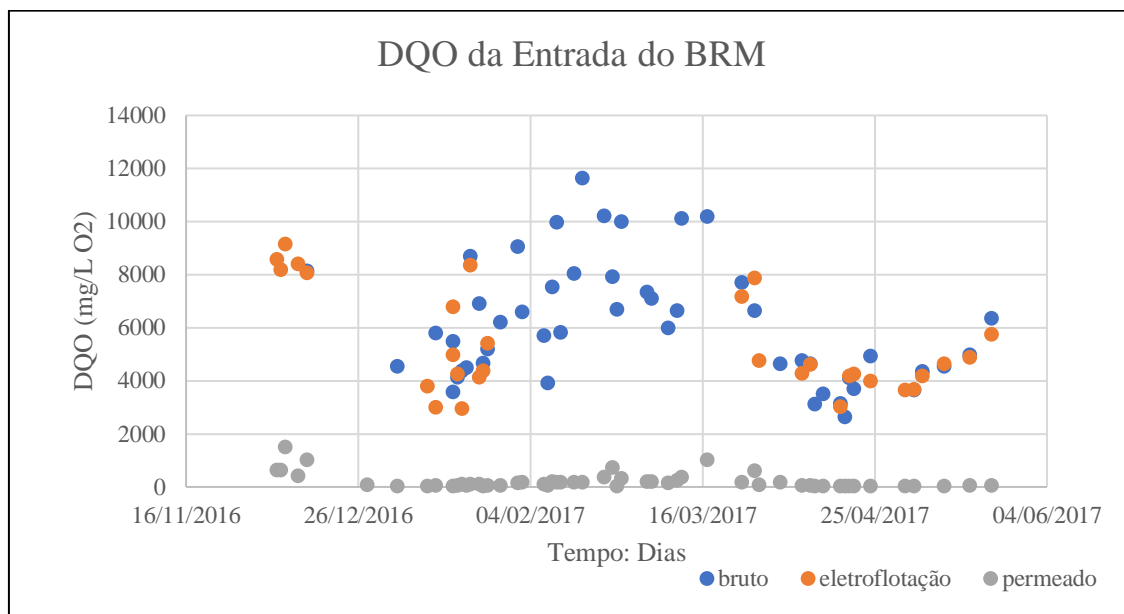
O controle dos valores de pH em estudos sobre tratamento de efluentes é essencial, seus efeitos pH podem determinar condições que contribuem para a precipitação de elementos químicos tóxicos, como podem exercer também efeitos sobre as solubilidades



de nutrientes (CETESB, 2009). De acordo com a Resolução 430/2011 do Conselho Nacional do Meio Ambiente, os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados diretamente no corpo receptor desde que obedecem às condições e padrões, para o pH, está entre 5 a 9 e a temperatura encontra-se inferior a 40°C (BRASIL, 2011). O permeado obteve média de 8,01 e a temperatura média foi de 32,19°C, portanto, dentro do estabelecido pela referida Resolução.

Na Figura 15 pode-se observar a concentração de DQO obtida nos três pontos investigados ao longo do período de monitoramento do BRM. A DQO média do efluente bruto ao longo de todo o tempo de operação foi 6117,43 mg O<sub>2</sub>/L, no Período 1 em que o reator operou recebendo efluente bruto diretamente do canal a média foi de 6897,65 mg O<sub>2</sub>/L enquanto no Período 2 quando o reator operou recebendo efluente do tanque de equalização a DQO média foi de 4166,89 mg O<sub>2</sub>/L. Já para eletroflotação a média de DQO do efluente na saída foi de 5370,1 mg O<sub>2</sub>/L, no período 1 foi de 6116,35 mg O<sub>2</sub>/L e no período 2 foi de 4250,71 mg O<sub>2</sub>/L. Para o permeado a DQO média ao longo de todo o tempo de operação foi de 204,83 mg O<sub>2</sub>/L, considerando o Período 1 isoladamente a média de DQO foi de 264,46 mg O<sub>2</sub>/L e no Período 2 a média de DQO foi de 30,20 mg O<sub>2</sub>/L.

Figura 15 – Distribuição dos valores de DQO ao longo do período de monitoramento do BRM.



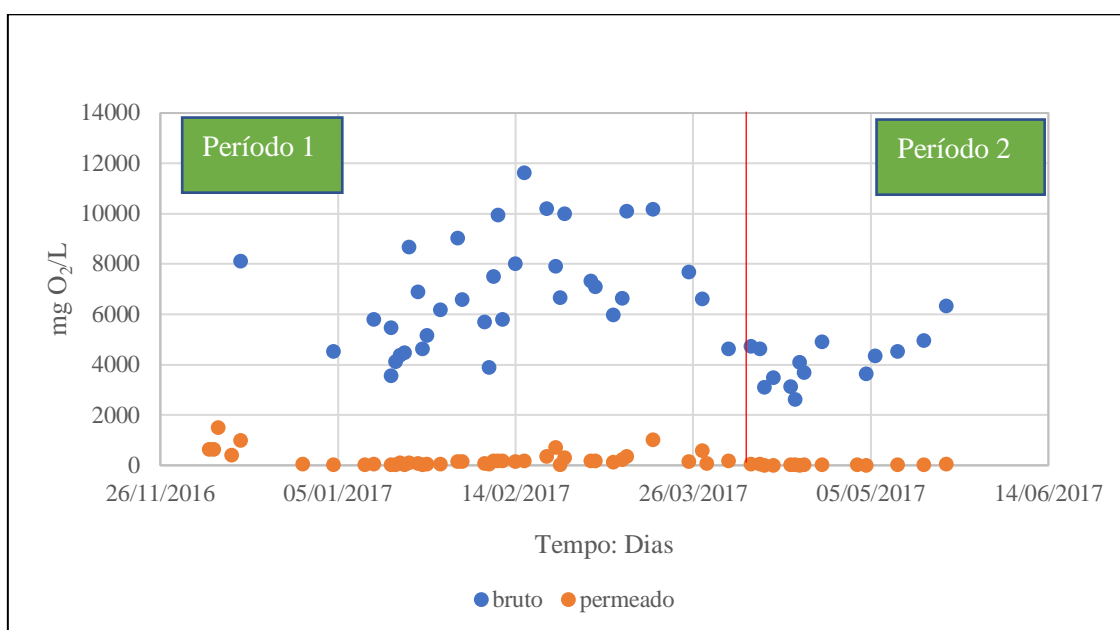
**Fonte:** Autor (2018)

A maior DQO no período 1 decorre da alta variabilidade do efluente estudado, onde a simples alteração da matéria-prima processada, alterava consideravelmente a DQO do efluente, como a indústria processava diversas frutas essa variação era recorrente, outro fator que influenciara bastante, era nos momentos da lavagem de equipamentos, onde reduzia-se a carga orgânica do efluente, entretanto, ocorriam variações extremas de pH em poucos minutos. Em contrapartida, o efluente quando coletado no tanque de

equalização, no período 2, apresentava-se mais homogêneo, tanto em termos de carga orgânica quanto pH, temperatura e condutividade.

A Figura 16 apresenta os valores obtidos apenas para o efluente bruto e para o permeado, levando em consideração que durante muito tempo a eletroflotação não funcionou em decorrência de problemas com as bombas e durante o tempo em que funcionou normalmente a eletroflotação não apresentou eficiência na remoção de DQO, assim, a eficiência foi calculada para o sistema de tratamento completo.

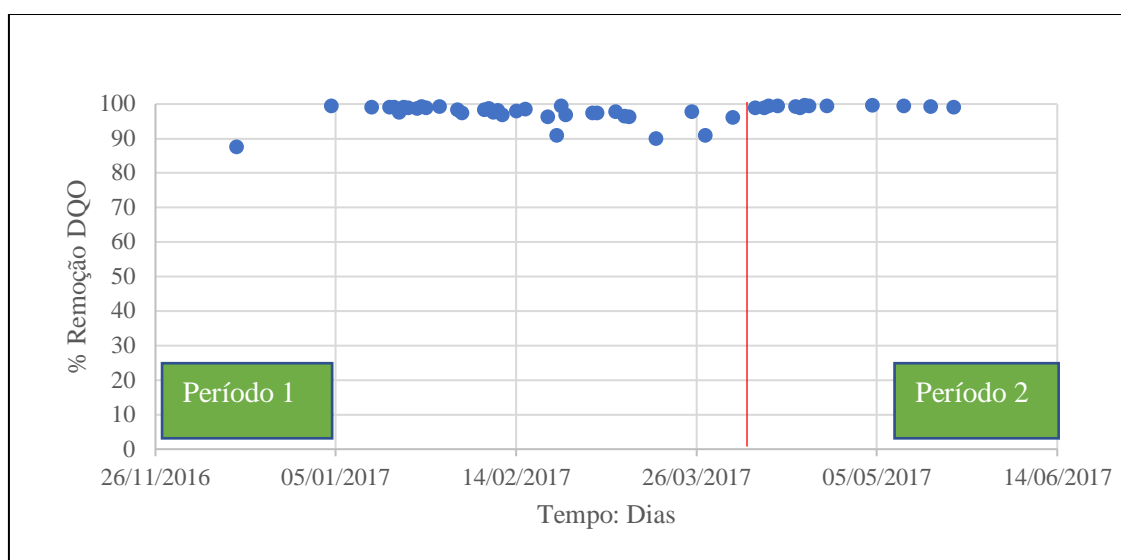
Figura 16 – Distribuição dos valores de DQO ao longo do período de monitoramento do BRM.



**Fonte:** Autor (2018)

Esses resultados demonstram que a utilização do tanque de equalização já existente na indústria (período 2) foi capaz de melhorar substancialmente o desempenho do BRM conforme pode-se observar na Figura 17 abaixo, onde não houve mais ocorrência de picos de eficiência. Isso se deve a amortização dos valores de pico que eram coletados no canal no período 1, onde chegou-se a coletar amostras com DQO acima de 10.000 mg O<sub>2</sub>/L.

Figura 17 – Eficiência na remoção de DQO pelo sistema.



**Fonte:** Autor (2018)

A eficiência média de remoção de DQO considerando todo o tempo de operação foi de 97,93%. No Período 1 a eficiência foi de 97,11%, enquanto que no Período 2 a eficiência foi de 99,28%.

A maior eficiência observada no segundo período se justifica em decorrência da redução dos picos de carga orgânica, onde o efluente apresentou-se mais homogêneo. Também pode-se justificar pelo tempo de detenção hidráulica do tanque de equalização. A ocorrência de flutuações na carga orgânica afetou a eficiência do tratamento.

Resultados semelhantes foram encontrados por Lopes (2017), que estudou um sistema de BRM no tratamento de efluente do processamento de frutas em escala de bancada. O BRM apresentou remoção de DQO de 99%, nas análises realizadas pelo método colorimétrico de refluxo fechado, enquanto que a eficiência de remoção da DQO apresentada pelo Espectrofotômetro Pastel-UV foi de 89%, para o mesmo efluente, sendo que no segundo caso as amostras eram previamente filtradas.

Moore (2015), também obteve resultados similares ao estudar a eficiência da tecnologia de BRM em escala de bancada, no tratamento de águas residuárias que provinham de dois parceiros industriais que processavam diversas frutas e vegetais, a eficiência do processo para remoção de DQO foi de 97%, resultado um pouco inferior aos apresentados no presente estudo.

Belli (2015) ao examinar a remoção DQO por BRM em esgoto sanitário utilizando três agentes químicos, o agente químico não afetou o desempenho do BRM, tendo em vista que as eficiências de remoções foram de 97% para todas as estratégias operacionais aplicadas, resultados esses similares ao do presente estudo, mesmo com efluentes distintos em sua essência, o mesmo ocorreu com Belli et al. (2012) que estudaram um BRM em escala piloto na remoção de esgoto sintético com DQO de 1.270 mg/L,

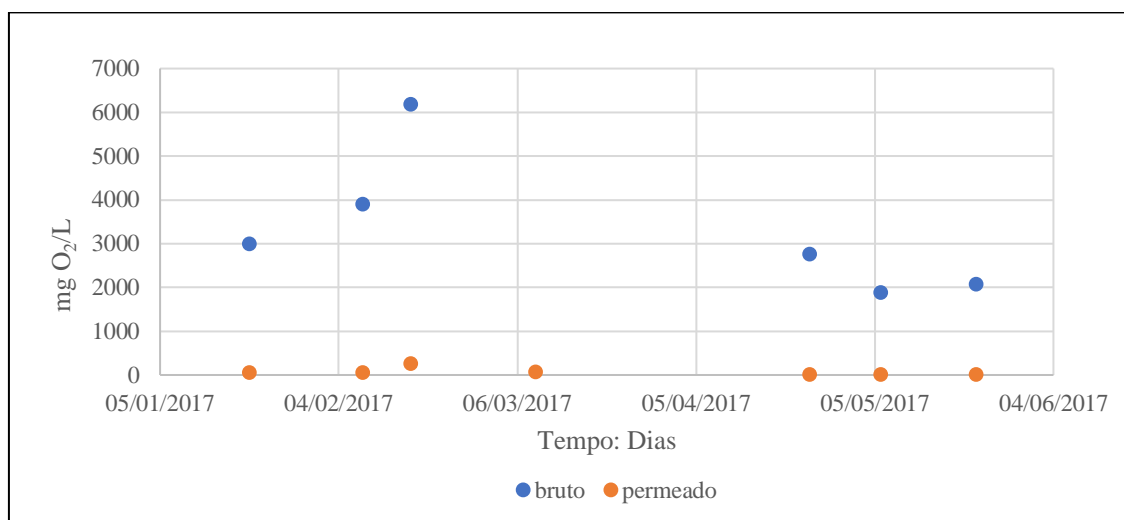
apresentando eficiência de remoção de DQO acima de 99% e efluente final abaixo de 20 mg O<sub>2</sub>/L.

Dessa forma, pode-se constatar que quando da operação da planta ajustada, a DQO apresentou eficiência de remoção de média de 99,28% com concentração média no permeado de 30,20 mg O<sub>2</sub> /L, resultados considerados bastante satisfatórios quando comparados ao observados em estudos similares.

Para a DBO<sub>5</sub>, a concentração média do efluente bruto ao longo de todo o tempo de operação foi 3295,33 mg O<sub>2</sub>/L, no Período 1 em que o reator operou recebendo efluente bruto diretamente do canal a média foi de 4357,33 mg O<sub>2</sub>/L enquanto no Período 2 quando o reator operou recebendo efluente do tanque de equalização a DBO<sub>5</sub> média foi de 2233,33 mg O<sub>2</sub>/L. No permeado a DBO média ao longo de todo o tempo de operação foi de 63,35 mg O<sub>2</sub>/L, considerando o Período 1 isoladamente a média de DBO<sub>5</sub> foi de 106,87 mg O<sub>2</sub>/L e no Período 2 a média foi de 5,33 mg O<sub>2</sub>/L.

Assim como para DQO os resultados da DBO<sub>5</sub> no período 2 foram expressivamente melhores, demonstrando que a utilização do tanque de equalização foi capaz de melhorar substancialmente o desempenho do BRM conforme pode-se observar na Figura 18.

Figura 18 – Distribuição dos valores de DBO<sub>5</sub> ao longo do período de monitoramento do BRM.

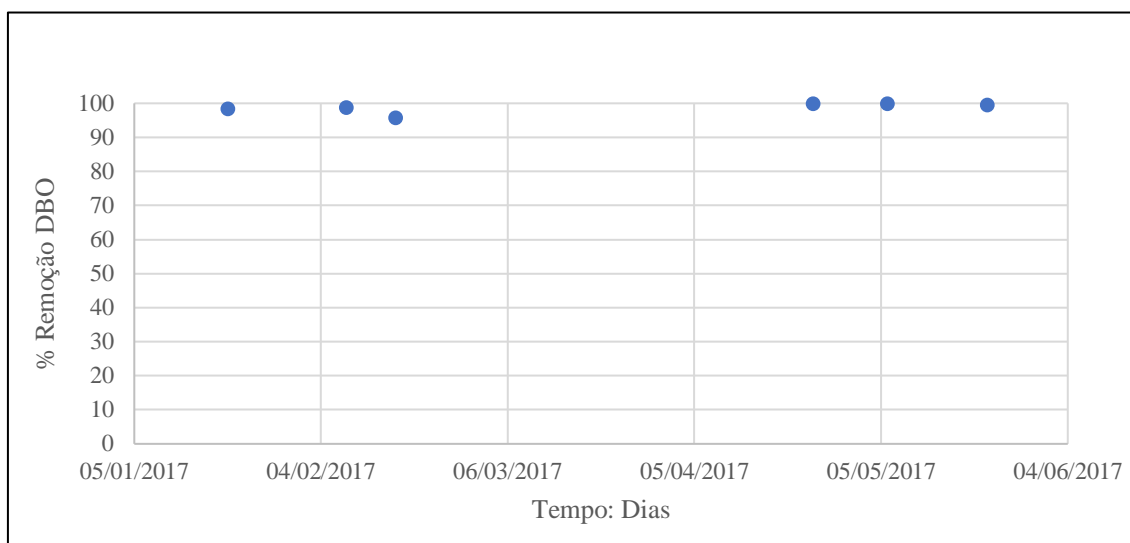


**Fonte:** Autor (2018)

Na Figura 19 pode-se observar a eficiência de remoção de DBO<sub>5</sub> para o sistema. A eficiência total ao longo de todo o tempo de operação foi de 98,69%, apenas no período 1 foi de 97,63% somente no período 2 foi de 99,75%. Moore (2015), utilizando BRM em escala de bancada no tratamento de efluentes de indústrias que provinham de dois parceiros industriais que processavam diversas frutas e vegetais obteve 99,9% de remoção de DBO<sub>5</sub>, resultado similar ao apresentado nesse trabalho, em contrapartida Lopes (2017) que estudou um sistema de BRM também em escala de bancada no tratamento de efluente

do processamento de frutas, obteve 88% de remoção de  $\text{DBO}_5$ , todavia, em média o permeado apresentou apenas 41,2 mg  $\text{O}_2/\text{L}$ .

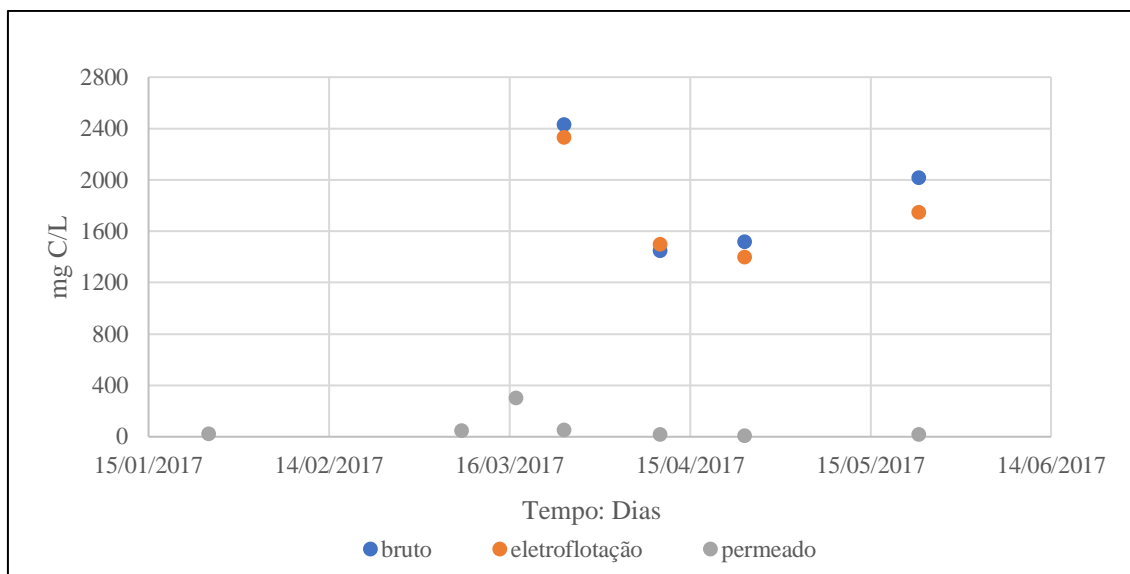
Figura 19 – Eficiência na remoção de  $\text{DBO}_5$  pelo sistema.



**Fonte:** Autor (2018)

Para o carbono orgânico total a concentração média no efluente bruto foi de 1854,1 mg C/L, e da eletroflotação foi de 1745,75 mg C/L para o período 1 não foi calculada por ter sido realizada apenas uma análise nesse período, já para o período 2 a média foi de 1661,11 mg C/L para o efluente bruto e para a eletroflotação foi de 1550 mg C/L. A Figura 20 detalha a distribuição dos valores de COT observados nos pontos monitorados.

Figura 20 – Distribuição dos valores de COT ao longo do período de monitoramento do BRM.

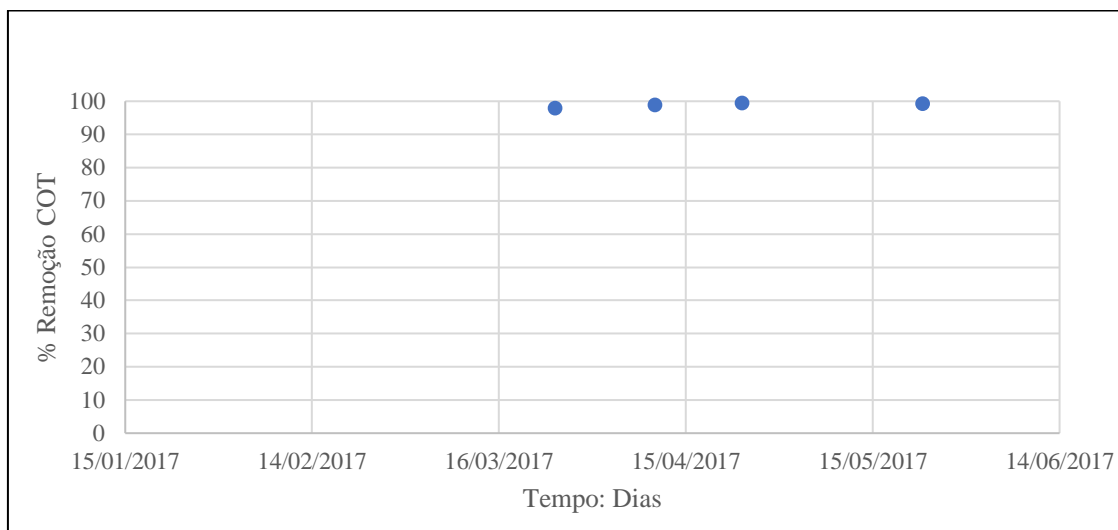


**Fonte:** Autor (2018)

Em contrapartida no permeado por haver um maior número de análises foi calculado a média total, do período 1 e período 2. A média total do COT do permeado foi de 67,23 mg C/L, considerando apenas o período 1 a média foi de 107,1 mg C/L, enquanto que apenas no período 2 a média foi de 14,11 mg C/L. A média de remoção de COT para o sistema foi de 98,82%, detalhado na Figura 21.

Quando comparado aos valores observados em trabalhos recentes no que tange ao tratamento de efluentes, o presente estudo obteve resultados superiores para remoção de COT. Boluarte et al. (2016) que estudaram o BRM em escala laboratorial no tratamento de água residuária de lavagem de carros, obtiveram 97,3% de eficiência na remoção de COT. Já Lopes (2017) que estudou um sistema de BRM em escala de bancada no tratamento de efluente do processamento de frutas, obteve 86% de remoção de COT, valor inferior ao obtido no presente trabalho, o que indica que o BRM apresentou ótimo desempenho para o parâmetro COT.

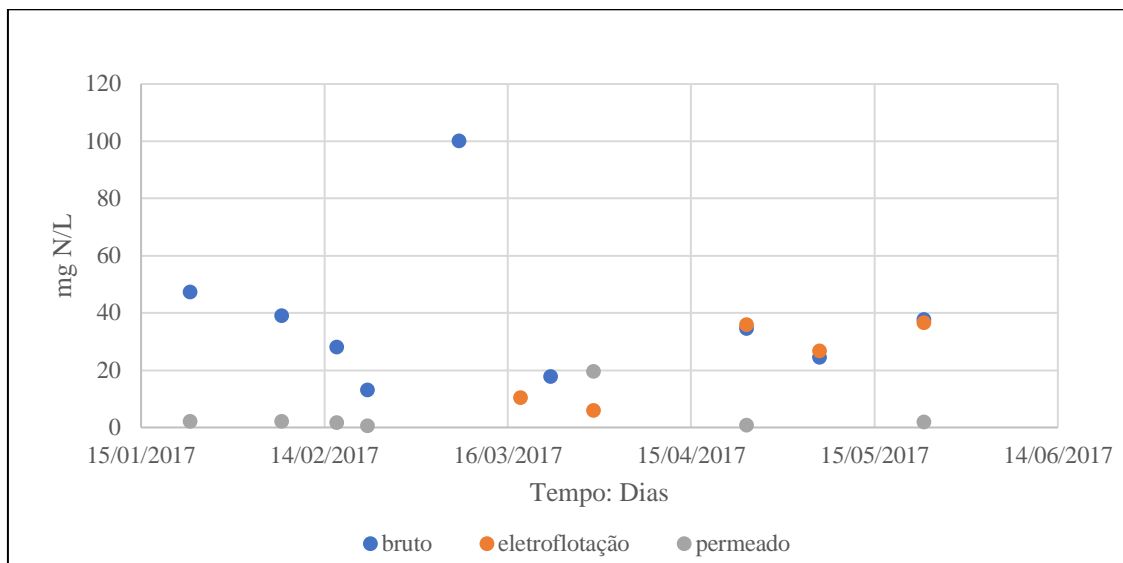
Figura 21 – Eficiência na remoção de COT pelo sistema.



**Fonte:** Autor (2018)

A concentração média de nitrogênio total no efluente bruto foi de 37,97 mg N/L, no período 1 foi de 40,85 mg N/L e para o período 2 foi de 32,2 mg N/L. O efluente da eletroflotação apresentou média de 23,16 mg N/L, no período 1 a média não foi calculada por ter apenas dois valores, já no período 2 a média foi de 33,13 mg N/L bem similar a média do efluente bruto. No permeado a média foi de 4,1 mg N/L, considerando apenas o período 1 a média foi de 5,18 mg N/L enquanto no período 2 a média foi de 1,3 mg N/L. Assim como a DQO e DBO, para o N total o período 2 mostrou permeado com melhor qualidade. Pode-se observar a distribuição dos valores de nitrogênio total nos três pontos monitorados na Figura 22.

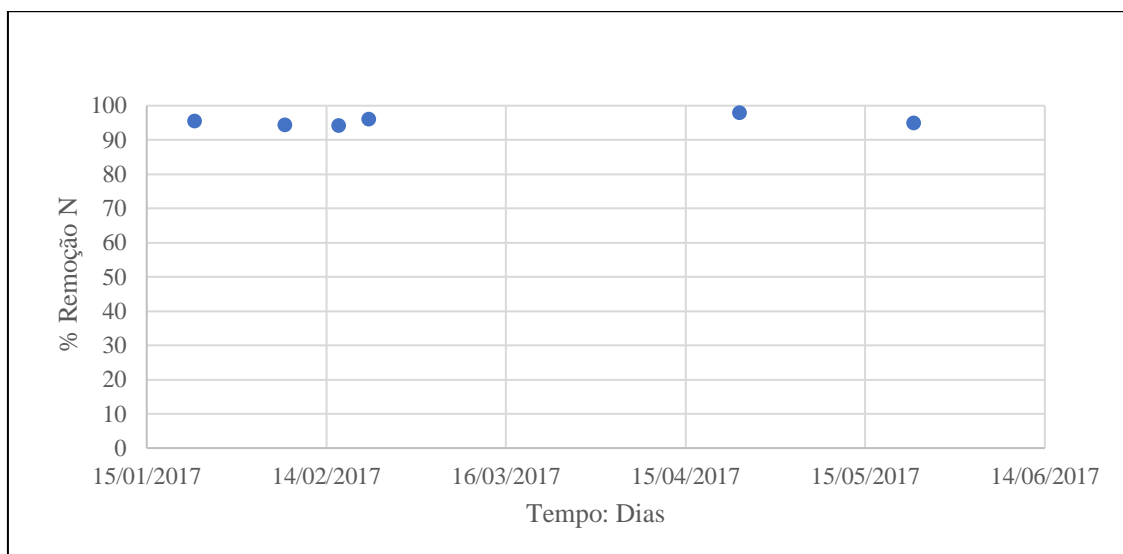
Figura 22 – Distribuição dos valores de Nitrogênio total ao longo do período de monitoramento do BRM.



**Fonte:** Autor (2018)

A eficiência de remoção de nitrogênio total foi de 95,55% conforme pode-se observar na Figura 23, mais uma vez a eficiência foi calculada para o sistema como todo, tendo em vista que os valores de NT encontrados no efluente bruto e da eletroflotação eram similares. Entretanto, essa não se configura como a eficiência real devido a adição de ureia no reator para melhorar o desempenho do sistema, ou seja, no licor misto havia mais nitrogênio do que o encontrado no efluente bruto. Moore (2015), utilizando BRM em escala de bancada para o tratamento de efluentes de indústrias de processamento de frutas e vegetais obteve 90% de remoção para NT. Então, sistemas BRM apresentam boa remoção de NT.

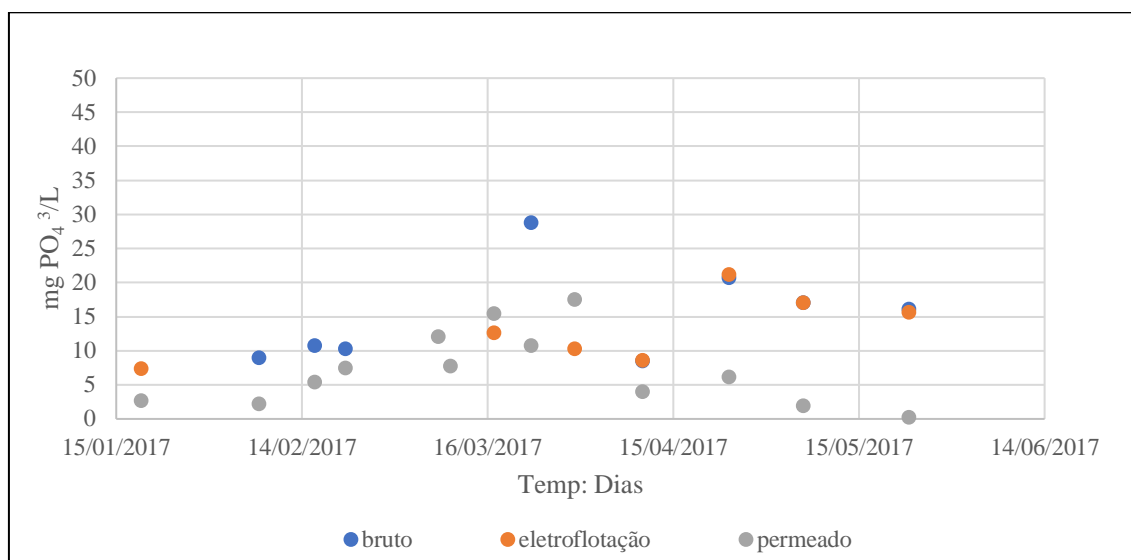
Figura 23 – Eficiência na remoção de Nitrogênio total pelo sistema.



**Fonte:** Autor (2018)

A média de fósforo total no efluente bruto foi de 15,16 mg/L  $\text{PO}_4^{3-}$ , no período 1 foi de 14,73 mg/L  $\text{PO}_4^{3-}$  e para o período 2 foi de 15,6 mg/L  $\text{PO}_4^{3-}$ . O efluente da eletroflotação apresentou média de 13,27 mg/L  $\text{PO}_4^{3-}$ , no período 1 a média foi de 10,13 mg/L  $\text{PO}_4^{3-}$ , já no período 2 a média foi de 15,63 mg/L  $\text{PO}_4^{3-}$  idêntica a média do efluente bruto. No permeado a média foi de 7,22 mg/L  $\text{PO}_4^{3-}$ , considerando apenas o período 1 a média foi de 9,06 mg/L  $\text{PO}_4^{3-}$ , enquanto no período 2 a média foi de 3,1 mg/L  $\text{PO}_4^{3-}$ . Na Figura 24 podemos observar a distribuição dos valores de fósforo total ao longo do período de monitoramento.

Figura 24 – Distribuição dos valores de fósforo total ao longo do período de monitoramento do BRM.

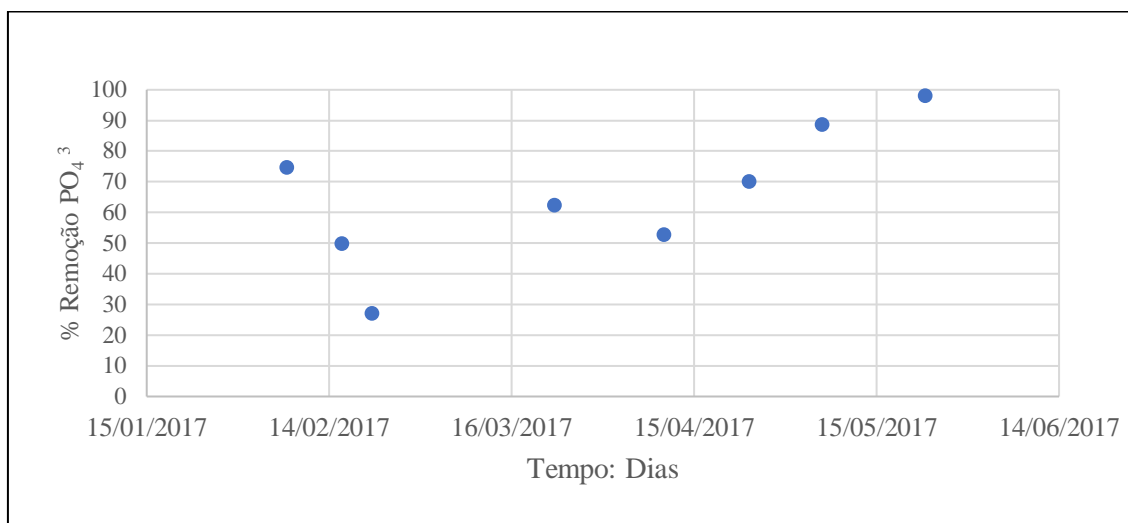


**Fonte:** Autor (2018)

Assim como para os demais parâmetros a eficiência do BRM foi calculada para o sistema, levando em consideração que não houve diferença significativa para os valores do efluente bruto e da eletroflotação. A média de remoção de fósforo total foi de 65,58%. Moore (2015), utilizando BRM em escala de bancada no tratamento de efluentes de indústrias de processamento de frutas e vegetais obteve 60% de remoção de PT, valor um pouco inferior aos obtidos nesse trabalho, entretanto, cabe ressaltar que o valor apresentado aqui não é real, tendo em vista que foi adicionado ácido fosfórico no licor misto, com o intuito de melhorar o desempenho do reator mantendo uma relação DQO/N/P próximo a 200/5/1.



Figura 25 – Eficiência na remoção de Fósforo total pelo sistema.



**Fonte:** Autor (2018)

A tabela 5 apresenta os valores médios observados para os parâmetros analisados ao longo dos seis meses de monitoramento.

Tabela 5 – Médias dos principais parâmetros analisados e eficiência do sistema BRM ao longo de todo o período de monitoramento.

Parâmetro	Efluente Bruto (mg/L)	Permeado (mg/L)	Eficiência (%)
DQO	6117,43	204,83	97,93
DBO	3295,33	63,35	98,69
COT	1854,1	67,23	98,52
NTK	37,97	4,1	95,55
PT	15,16	7,22	65,58

A tabela 6 resume os valores médios observados para os parâmetros analisados ao longo do Período 1.

Tabela 6 – Médias dos principais parâmetros analisados e eficiência do sistema BRM ao longo do período 1.

Parâmetro	Efluente Bruto (mg/L)	Permeado (mg/L)	Eficiência (%)
DQO	6897,65	264,46	97,11
DBO	4357,33	106,87	97,63
COT	--	107,1	--
NTK	40,85	5,18	--
PT	14,73	9,06	

A tabela 7 apresenta os valores médios observados para os parâmetros analisados ao longo do Período 2, percebe-se que a eficiência de remoção para DBO e DQO ultrapassou 99%.

Tabela 7 – Médias dos principais parâmetros analisados e eficiência do sistema BRM ao longo do período 2.

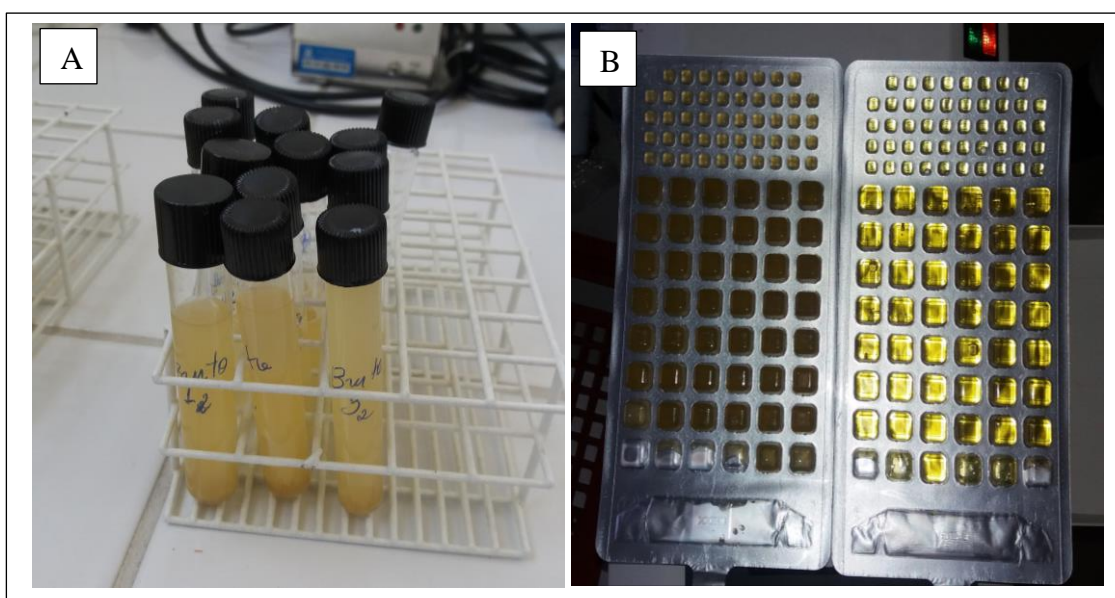
Parâmetro	Efluente Bruto (mg/L)	Permeado (mg/L)	Eficiência (%)
DQO	4166,89	30,20	99,28
DBO	2233,33	5,83	99,75
COT	--	14,11	--
NTK	32,2	1,3	--
PT	15,6	3,1	--

A análise para determinação de coliformes totais e *E. Coli* foi realizada em duplicata e em dois métodos distintos, tubos múltiplos e também através do Colilert. Os resultados confirmaram que o efluente não possui de fato ligações sanitárias, em decorrência da ausência de coliformes totais e *E. Coli*. Na Figura 26 tem-se as imagens da realização das análises, em (A) através de tubos múltiplos e em (B) através do Colilert.

O primeiro teste realizado foi o Colilert onde constatou-se que o efluente bruto e o permeado não apresentaram alteração na cor e na fluorescência. O método dos tubos múltiplos através do caldo Lauryl em 24 horas não houve mudança de cor tampouco a produção de gás, indicando a ausência de coliformes. Entretanto, como as membranas são de ultrafiltração mesmo havendo presença do grupo coliformes no efluente bruto seria esperado sua ausência no permeado conforme relatam alguns estudos.

O permeado apresentou-se com ausência de coliformes, assim, atinge padrão de uso irrestrito para irrigação na agricultura, estabelecido pela Organização Mundial da Saúde (WHO, 2006).

Figura 26 – Análise microbiológica realizada no efluente bruto e permeado.



Fonte: Autor (2018)

Em uma unidade piloto com módulos de membranas de ultrafiltração, Subtil, Hespanhol e Mierzwa (2013) tratando um esgoto sanitário proveniente da moradia estudantil e do restaurante universitário da Universidade de São Paulo, constataram que o sistema removeu coliformes termotolerantes e *E. coli*, o efluente atingiu os parâmetros de reúso urbano irrestrito da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos.

O permeado não atendeu a NBR 13.969 (ABNT, 1997) classe I, apesar de ter apresentado ausência de coliformes o pH médio foi 8,01 e apresentou-se levemente superior ao estabelecido pela referida norma. Já atendeu as exigências da classe II (Lavagens de pisos, calçadas e irrigação dos jardins, manutenção dos lagos e canais para fins paisagísticos, exceto chafarizes) sendo necessário apenas cloração, e atendeu ao disposto nas classes III (Reúso nas descargas dos vasos sanitários) e IV (Reúso nos pomares, cereais, forragens, pastagens para gados e outros cultivos através de escoamento superficial ou por sistema de irrigação pontual), da referida Norma.

O permeado atendeu a Resolução COEMA Nº 2 DE 02/02/2017 (CEARÁ, 2017), sendo indicado para culturas a serem consumidas cruas cuja parte consumida tenha contato direto com a água de irrigação, a temperatura média foi de 32,49°C, enquanto a condutividade 2,15 mS, NT de 4,1 mg N /L, DQO do período 2, cuja média foi de DQO foi de 30,20 mg O<sub>2</sub>/L, além de não apresentar coliformes, apesar de não ter sido realizado testes para detecção de ovos de helmintos, provavelmente esse efluente não o se faça presente sequer no efluente bruto em decorrência de sua origem, assim, o permeado atende ao estabelecido pela referida portaria para reúso agrícola.

### 6. CONCLUSÃO

O biorreator de membrana em escala piloto para o tratamento de efluente de indústria de processamento de frutas, mostrou-se eficiente, no que tange aos parâmetros analisados.

Ao longo do tempo de operação a eficiência de remoção do sistema para DQO foi de 97,93%, enquanto para a DBO<sub>5</sub> eficiência total ao longo do período de operação foi de 98,69%.

A média de remoção de COT para o sistema foi de 98,82%. Para o nitrogênio total a remoção média foi de 95,55%. Já para o fósforo total a média de remoção foi de 65,58%.

No que fere a microbiologia, o efluente bruto e o permeado não apresentaram coliformes totais e *E. Coli*, o que já era esperado, uma vez, que não se trata de efluente sanitário.

O efluente tratado apresentou qualidade passível de reúso irrestrito para irrigação na agricultura, conforme parâmetros estabelecidos pela Organização Mundial da Saúde.

O permeado atendeu a Resolução COEMA Nº 2 do Estado do Ceará para reúso agrícola para os parâmetros: temperatura, condutividade, Nitrogênio Total, DQO, quando levado em consideração apenas o período 2, além de apresentar ausência de coliformes.

O permeado atendeu parcialmente a NBR 13.969 para enquadramento na classe II e atendeu ao disposto nas classes III (Reúso nas descargas dos vasos sanitários) e IV (Reúso nos pomares, cereais, forragens, pastagens para gados e outros cultivos através de escoamento superficial ou por sistema de irrigação pontual).

O efluente tratado é passível de reúso agrícola e também na própria indústria, assim, a implantação do reúso do efluente tratado por parte da empresa poderia reduzir os custos com compra de água, aumentando a oferta de água a partir da utilização do efluente tratado para fins menos nobres, assim, deixando de consumir uma água mais nobre para fins menos exigentes. Outra vantagem do reúso poderia ser a adoção do “ecomarketing” para melhorar a percepção da empresa para com a população.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBORNOZ, L. L. **Eletrodialise como Tratamento Terciário em uma Estação de Tratamento de Efluentes de um Campus Universitário visando o Reúso de Água**. 2017. 155f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2017.

ANDRADE, L. H. **Tratamento de efluente de indústria de laticínios por duas configurações de biorreator com membranas e nanofiltração visando o reuso (Dairy industry effluent treatment with two configurations of membrane bioreactors and nanofiltration aiming at reuse)**. 2011. Tese de Doutorado. Masters Thesis, Post-Graduation on Sanitary and Environmental Engineering, Federal University of Minas Gerais, Brazil.

ARÉVALO, J.; RUIZ, L.M.; PARADA-ALBARRACÍN, J.A.; GONZÁLEZ-PÉREZ, D.M.; PÉREZ, J.; MORENO, B.; GÓMEZ, M. A. Wastewater reuse after treatment by MBR. Microfiltration or ultrafiltration? **Desalination**. Volume 299, 1 August 2012, Pages 22-27.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13969**. Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro, 1997. 60p.

BAKER, R.W. **Membrane Technology and applications**. 2ª ed. John Wiley & Sons LTDA, 2004.

BAKER, R.W. **Membrane Technology and applications**. 3ª ed. John Wiley & Sons LTDA, 2012.

BELLI, T. J. **Biorreator à membrana em batelada sequencial para a remoção de nutrientes de esgoto sanitário: desempenho do tratamento, colmatção das membranas e estratégias de otimização**. (2015). Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.

BOLUARTE, I. A. R.; ANDERSEN, M., PRAMANIK, B. K.; CHANG, C.-Y.; BAGSHAW, S.; FARAGO, L.; JEGATHEESAN, V.; SHU, L. Reuse of car wash wastewater by chemical coagulation and membrane bioreactor treatment processes. (2016), **International Biodeterioration and Biodegradation**, 113, pp. 44-48. Disponível em: <<https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-84957900764&partnerID=40&md5=336aa21eb4485de1ca8298672af80cf5>>. Acesso em 24/09/2016.

BRAGA, B. et al. **Introdução à engenharia ambiental**. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005. 313 p.

BRASIL. **Conselho Nacional dos Recursos Hídricos**. Resolução nº 54, de 28 de novembro de 2005. Estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de

reúso direto não potável de água. Disponível em: <[http://www.cnrh.gov.br/index.php?option=com\\_content&view=article&id=14](http://www.cnrh.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=14)>. Acesso em 24/09/2016.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA**. Resolução Nº 430 de 13/05/2011 (Federal) - Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução Nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res11/res43011.pdf>>. Acesso em 10/01/2018.

CARMO, A. B. DO.; POLETTE, M.; TURRA, A. Impactos Ambientais sobre Mares e Oceanos. IN: CALIJURI, M. C.; CUNHA, D. G. F. (Org.). **Engenharia Ambiental: conceitos, tecnologia e gestão**. 1ª ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2013, p. 295-316.

CAVALCANTI, J. E. W. de A. **Manual de tratamento de efluentes industriais**. São Paulo: Engenho Editora Técnica Ltda. 2009. 453 p.

CEARÁ. **Conselho Estadual de Meio Ambiente**. resolução Coema Nº 02, de 02 de fevereiro de 2017. Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras, revoga as Portarias SEMACE nº 154, de 22 de julho de 2002 e nº 111, de 05 de abril de 2011, e altera a Portaria SEMACE nº 151, de 25 de novembro de 2002. Disponível em: <<http://www.semace.ce.gov.br/institucional/coema/resolucoes-estaduais-2/>>. Acesso em 15/03/2018.

CETESB – - **Companhia Ambiental do Estado de São Paulo**. Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo 2003. São Paulo: CETESB, 2004, 273 p. Disponível em: <<http://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>>. Acesso em 12/02/2018.

CETESB - **Companhia Ambiental do Estado de São Paulo**. Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo: significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem. São Paulo: CETESB, 2009. 44 p. Disponível em: <<http://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>>. Acesso em 12/02/2018.

COSTANZI, R. N. **Tratamento de efluentes domésticos por sistemas integrados de lodos ativados e membranas de ultrafiltração visando o reúso de água**. Tese de Doutorado em Engenharia Hidráulica, Escola Politécnica, USP, São Paulo. (2007).

DEOWAN, S. A.; GALIANO, F.; HOINKIS, J.; JOHNSON, D.; ALTINKAYA, S. A.; GABRIELE, B.; HILAL, N.; DRIOLI, E.; FIGOLI, A. Novel low-fouling membrane bioreactor (MBR) for industrial wastewater treatment, **Journal of Membrane Science**. 510 (2016) 524–532.

FELIZATTO, M. R. **Tratamento de esgotos sanitários usando reator UASB seguido de microfiltração por membrana submersa**. 2017. 186 f. Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Universidade de Brasília, Brasília, 2017.

FLORIDO, P. L. **Tratamento de efluente de refinaria pelo processo combinado de adsorção em carvão ativado e biorreator com membranas**. 2011, 155 p. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Programa de Pós-graduação em Engenharia Química. Rio de Janeiro-RJ.

GALLEGUILLLOS M. (2011). **Optimization of landfill leachates treatment by membrane bioreactor**. University of Liège, PhD thesis.

GHIGGI, F. F. **Preparo e caracterização de membranas de ultrafiltração de polietersulfona/ftaloil quitosana com propriedade antifouling**. 2014. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

GIACOBBO, A. **Biorreator à membrana aplicado ao tratamento de efluentes**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais. Porto Alegre, 2010.

GRULL, D. Remediação e readequação de sistemas aquáticos superficiais contaminados. IN: CALIJURI, M. C.; CUNHA, D. G. F. (Org.). **Engenharia Ambiental: Conceitos, Tecnologia e Gestão**. 1ª ed. São Paulo, Elsevier. 2013. p. 620-641.

GUIMARÃES, J. R.; MANIERO, M. G. Tratamento de água e efluentes líquidos. In: André Henrique Rosa; Leonardo Fernandes Fraceto; Viviane Moschini-Carlos. (Org.). **Meio ambiente e sustentabilidade**. 1ª ed. Porto Alegre: Bookman Companhia Editora Ltda, 2012, v. 1, p. 322-345.

HABERT, A. C., BORGES, C. P., NOBREGA, R. **Processos de Separação por Membranas**. Brasil. E-papers. 2006.

HAO, L. **Effects of Nutrients Conditions and Solids Retention Time (SRT) on Performance and Membrane Fouling of Aerobic Membrane Bioreactors (MBRs)**. 2014. 122f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Lakehead University, Ontário, 2014. Disponível em: <<http://lurepository.lakeheadu.ca:8080/bitstream/2453/679/1/HaoL2014m-1a.pdf>>. Acesso em 09/07/2017.

HESPANHOL, I. Potencial de reúso de água no Brasil: agricultura, indústria, municípios, recarga de aquíferos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos** – RBRH, Porto Alegre, ed. comemorativa, v.7, n.4, p.75-97, dez. 2002.

HESPANHOL, I. Um novo paradigma para a gestão de recursos hídricos. **Estudos Avançados**, 22, p. 131–158. 2008.

HOINKIS, J.; DEOWAN, S.; PANTEN, V.; FIGOLI, A.; HUANG, R. R.; DRIOLI, E. Membrane Bioreactor (MBR) Technology a Promising Approach for Industrial Water Reuse. *Procedia Eng* 2012, **33**: 234–241.

INMET. **Instituto Nacional de Meteorologia** - Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa. Disponível em :<<http://www.inmet.gov.br/projetos/rede/pesquisa/>> Acesso: 20 de janeiro de 2018.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**, 6ª. Edição, Rio de Janeiro: ABES, 2011.

JUDD, S. The status of industrial and municipal effluent treatment with membrane bioreactor technology, *Chemical Engineering Journal*, Volume 305, 1 December 2016, Pages 37-45.

JUDD, S. **The MBR Book: Principles and Applications of Membrane Bioreactors in Water and Wastewater Treatment**. 1º ed – Elsevier Ltd, Oxford, UK, 2006.

JUDD, S.; JEFFERSON, B. **Membranes for industrial wastewater recovery and reuse**. Elsevier, 2003. Disponível em: <[http://ssu.ac.ir/cms/fileadmin/user\\_upload/Daneshkadaha/dbehdasht/behdashtmohit/ebook/Membranes\\_for\\_Industrial\\_Wastewater\\_Recovery.pdf](http://ssu.ac.ir/cms/fileadmin/user_upload/Daneshkadaha/dbehdasht/behdashtmohit/ebook/Membranes_for_Industrial_Wastewater_Recovery.pdf)>. Acesso em 28/09/2016.

KRZEMINSKI, P.; LEVERETTE, L.; MALAMIS, S.; KATSOU, E. Membrane bioreactors – A review on recent developments in energy reduction, fouling control, novel configurations, LCA and market prospects. *Journal of Membrane Science*. Volume 527. 2017. Pag 207-227.

LI, L.; VISVANATHAN, C. Membrane technology for surface water treatment: advancement from microfiltration to membrane bioreactor. *Rev Environ Sci Biotechnol* (2017) 16: 737–760.

LIN, H. et al. Membrane bioreactors for industrial wastewater treatment: a critical review. *Critical reviews in environmental science and technology*, v. 42, n. 7, p. 677-740, 2012.

LOPES, J. D. A. **Remoção de compostos persistentes com biorreator de membrana e adsorção em carvão ativado**. 2017. 76f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2017.

MAGALHÃES, M. L. M. **Avaliação da eficiência da eletrodialise no tratamento de efluentes provenientes do setor de gemas do Rio Grande do Sul**. 2016. 157p. Tese (Doutorado em Ambiente e Desenvolvimento) Centro Universitário UNIVATES, Lajeado, 2016. Disponível em:<<http://hdl.handle.net/10737/1592>>. Acesso em 28/02/2018.



MAESTRI, R. S. **Biorreator à membrana como alternativa para o tratamento de esgotos sanitários e reúso da água**. 2007. 101 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

METCALF, L.; EDDY, H. P. Wastewater engineering treatment disposal reuse. 4. ed. Revised by G. Tchobanoglous, F. Burton e D. Stensel. New York: McGraw Hill Book, 2003.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de Efluente e Recuperação de Recursos**. Tradução de HESPANHOL, I.; MIERZWA, J. C. - 5. ed. Porto Alegre: AMGH, 2016.

MIERZWA, J. C. **O uso racional e o reúso como ferramentas para o gerenciamento de águas e efluentes na indústria: estudo de caso da Kodak Brasileira**. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Sanitária) – Universidade de São Paulo. Escola Politécnica. 2002.

MIURA, Y.; WATANABE, Y.; OKABE, S. (2007) Significance of *Chloroflexi* in performance of submerged membrane bioreactors (MBR) treating municipal wastewater. **Environ Sci Technol** 41: 7787–7794.

MORUZZI, R. B. Reúso de Água no Contexto da Gestão de Recursos Hídricos: Impacto, Tecnologias e Desafios. OLAM – Ciência & Tecnologia, São Paulo, ano 8, v. 8, n.3, p. 271-294. 2008.

MOORE, A. **Potential of water reuse for high strength fruit and vegetable processor wastewater by Membrane Bioreactor (MBR)**. Master of Applied Science in Engineering. The University of Guelph. Ontario, 2015.

NIWA, T., HATAMOTO, M., YAMASHITA, T., NOGUCHI, H., TAKASE, O., KEKRE, K.A., ANG, W.S., TAO, G., SEAH, H., YAMAGUCHI, T. Demonstration of a full-scale plant using an UASB followed by a ceramic MBR for the reclamation of industrial wastewater. (2016), **Bioresource Technology**, 218, pp. 1-8.

NRC. **Water Reuse: Potential for Expanding the Nation's Water Supply through Reuse of Municipal Wastewater**; National Academies Press: Washington, D.C., 2012; p xiii. Disponível em: <<http://awpw.assembly.ca.gov/sites/awpw.assembly.ca.gov/files/hearings/NAS%20water%20reuse%20article.pdf>>. Acesso em 26/09/2016.

PARK, HEE-DEUNG; CHANG, IN-SOUNG; LEE, KWANG-JIN. **Principles of Membrane Bioreactors for Wastewater Treatment**. Boca Raton, Flórida: Taylor & Francis Group, LLC, 2015. 436p.

PIRES, E. C.; DAMIANOVIC, M. H. R. Z.; DEL NERY V. Tratamento de águas residuárias industriais. IN: CALIJURI, M. C.; CUNHA, D. G. F. (Org.). **Engenharia Ambiental: Conceitos, Tecnologia e Gestão**. 1ª ed. São Paulo, Elsevier. 2013. p. 477-479.

PROVENZI, G. T. **Biorreator à membrana submersa para tratamento biológico de efluentes**: estudos hidrodinâmicos e físico-químicos no controle da colmatação. 2005. 170 p. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

REALI, M. A. P.; SABOGAL PAZ, L. P.; DANIEL, L. A. Tratamento de água para consumo humano. (Org.). **Engenharia Ambiental: conceitos, tecnologia e gestão**. 1ª ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2013, p. 406-45.

SANTOS, S. OLIVEIRA, L. C. SANTOS, A. ROCHA, J. C. ROSA, A. H. Poluição aquática. In: André Henrique Rosa; Leonardo Fernandes Fraceto; Viviane Moschini-Carlos. (Org.). **Meio ambiente e sustentabilidade**. 1ª ed. Porto Alegre: Bookman Companhia Editora Ltda, 2012, v. 1, p. 17-46.

SANTOS, A.; MA, W.; JUDD, S. Membrane bioreactors: Two decades of research and implementation, **Desalination**, Volume 273, Issue 1, 1 June 2011, Pages 148-154.

SILVA, M. K. **Biorreatores com membranas: uma alternativa para o tratamento de efluentes**. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2009.

SUBTIL, E. L.; HESPANHOL, I.; MIERZWA, J. C. Biorreatores com membranas submersas (BRMs): alternativa promissora para o tratamento de esgotos sanitários para reúso. **Revista Ambiente & Água**, v. 8, n. 3, 2013.

URASE, T. **Improvement of Membrane Bioreactor Operations for Color and Oil Removal from Wastewater**. (Doctoral dissertation, Tokyo University of Technology, Japan). 2016.

USEPA. 2007. **Wastewater management fact sheet: Membrane Bioreactors**. Washington. DC: U.S. Environmental Protection Agency

VIDAL, C. M. S. **Avaliação da microfiltração tangencial como alternativa de tratamento avançado de efluente gerado em sistema de tratamento de esgoto sanitário constituído de reator UASB (upflow anaerobic sludge blanket) seguido de tanque de aeração**. 2006. 193 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil – Hidráulica e Saneamento) Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

VIERO, A. F. **Avaliação do desempenho de um Biorreator com Membrana submersa para tratamento de efluente**. Tese do Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia (COPPE), Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ, 2006.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos – Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**, v.1. 3.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade de Minas Gerais, 2005. 452 p.

WHO – World Health Organization (2006). **Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater** – Volume 1 – Policy and regulatory aspects. WHO Library, 114p.

WWAP (United Nations World Water Assessment Programme). 2017. **The United Nations World Water Development Report 2017**. Wastewater: The Untapped Resource. Paris, UNESCO.

ZIEGLER, A.S., MCILROY, S.J., LARSEN, P., ALBERTSEN, M., HANSEN, A.A., HEINEN, N., NIELSEN, P.H. Dynamics of the fouling layer microbial community in a membrane bioreactor. (2016) **PLoS ONE**, 11 (7), 1-14.